



Hinc patriam sustinet

**Instituto Superior de Agronomia**  
**Universidade Técnica de Lisboa**



# **RECUPERAÇÃO DE SOLOS FLORESTAIS ARDIDOS COM RECURSO A RESÍDUOS ORGÂNICOS E SUA INFLUÊNCIA NA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO**

**Rute Cristina Lourenço Fernandes**

**Dissertação para obtenção do Grau de Mestre**

**Engenharia do Ambiente – ramo Tecnologias Ambientais**

Orientadora: Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil

Co-orientadora: Doutora Amarilis Paula Alberti de Varennes e Mendonça

## **Júri:**

Presidente: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais: Doutora Amarilis Paula Alberti de Varennes e Mendonça, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Doutora Maria del Rosário Besanta Cornide, Investigadora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Lisboa, 2009

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Luís e Lucy, que sempre me apoiaram em todos os momentos, bons e maus. Que me deram força quando perdi a motivação, quando os resultados não foram os melhores e quando adversidades se atravessaram no meu caminho, mas que se orgulharam das minhas concretizações e nunca perderam a fé em mim.

Ao meu mais que tudo, Cláudio, que fez subir a minha auto-estima a 200%, que sempre me apoiou em tudo e que me deu sempre força para nunca desistir. Obrigada também pelo exemplo de força e coragem, mesmo quando parece que “só nos falta cair um elefante em cima”. O teu amor fez-me chegar aqui e levar-me-á mais além.

À minha irmãzinha Ana, que me ajudou bastante na realização do trabalho prático, principalmente a transportar e montar a arca, e por terra em saquinhos! E restante família, Avó do Nau, Avô Zé, tios e primos que sempre torceram por mim. E claro à minha família emprestada, Rita, Raquel, Andreia, Liam e Kyle, que sem o vosso amor e apoio tudo teria sido mais cinzento.

À minha querida amiga Inês pelos conselhos, pelos desabafos e também pela diversão durante todos estes anos.

Às “Cabecinhas de Ouro” que foram a minha companhia durante as aulas menos interessantes e nos fins-de-semana de estudo intensivo, mas também nas festarolas que nunca vou esquecer. Obrigada Lúcia, Patrícia, Renata, Susana, Tiago. E em especial à Renata, a minha companheira de trabalho, que partilhou comigo as dificuldades do trabalho experimental, em especial os dias (e noite) de verão que passámos no Instituto.

À minha Orientadora e Co-orientadora, pelo apoio e incentivo tanto pessoal como académico, e também pela inovação no formato desta dissertação.

E ainda aos Professores do Instituto que contribuíram para a minha formação, entre eles os Professores Miguel Mourato e José Miguel Cardoso Pereira, pela disponibilidade e apoio, ao último em especial pelos seus preciosos conhecimentos sobre o Fogo.

E claro, aos meus lindos gatos Duarte e Beatriz e cadela Alice, que foram as minhas companhias, nas longas horas de estudo!

Em especial, aos meus avós paternos Américo e Tina e tia Lulu, que já partiram, principalmente ao meu avô que foi tudo para mim, principalmente o melhor professor do mundo.

## RESUMO

Os fogos florestais são eventos comuns em países mediterrâneos, como Portugal, contribuindo para a desertificação. A superfície do solo é a mais afectada pelo fogo, principalmente os 5 cm superficiais, sendo constituída por resíduos vegetais e matéria orgânica em decomposição, e constituindo um reservatório de nutrientes, como o azoto. A curto prazo, o fogo liberta e disponibiliza nutrientes para as plantas, mas a longo prazo o seu teor diminui, uma vez que a restituição destes ao solo pode ser lenta. Dependendo da intensidade do fogo, diferentes fracções da matéria orgânica são afectadas, as mais termolábeis são perdidas a temperaturas mais baixas, enquanto fracções mais resistentes a temperaturas mais elevadas. A aplicação de resíduos orgânicos ao solo pode contribuir para o aumento do teor de nutrientes e matéria orgânica, que irá afectar positivamente as propriedades químicas, físicas do solo, assim como a recuperação da vida microbiana e a revegetação. Neste trabalho foram estudados os efeitos do fogo sobre os nutrientes substâncias húmicas e não-húmicas, em solo naturalmente queimado e não queimado a diferentes temperaturas (controlo, 65, 105 e 250 °C). A mineralização após a aplicação de chorume de suínos digerido, resíduos sólidos urbanos compostados e uma mistura dos dois, foi seguida durante 60 dias.

*Palavras-chave:* Azoto, fogos florestais, matéria orgânica do solo, resíduos orgânicos, substâncias húmicas.

## ABSTRACT

Forest fires are common in Mediterranean countries like Portugal, contributing to desertification. Soil surface is the most affected by fire, mainly the first 5 cm, as it is often constituted by organic residues and decomposed organic matter, which are major reservoir of nutrients, namely nitrogen. In a short-term, fire releases nutrients from organic matter and make them more available for plants. In a long-term their concentration may be reduced, considering that the replacement of these nutrients in soil is slow after fire. Depending on fire severity different organic matter pools are affected, the most thermolabile are lost even in low intensity fires, while the most resistant, as humin, are lost at higher temperatures. Organic residues application to soils may increase nutrients content and organic matter, which will affect positively the chemical and physical properties of soil and also the recovery of microbial life and the revegetation. In this work, the effects of fire on nutrient levels, organic matter pools and organic compounds in naturally burned and unburned soils at different temperatures (control, 65, 105 and 250 °C) were studied. Mineralization after application of digested pig slurry (P) and municipal organic waste compost (C) to soils was followed for 60 days.

*Keywords:* Forest fires, humic compounds, nitrogen, non-humic compounds, organic residues, soil organic matter.

## EXTENDED ABSTRACT

Forest fires are common events in Mediterranean countries like Portugal, which contribute in a large way to desertification processes in these areas. In soil, surface is the most affected by fire, mainly the first 5 cm. This layer is often constituted by organic residues and decomposed organic matter, which are the major reservoir of nutrients, among them nitrogen (N), an essential element for plants and organisms. In a short-term, fire releases nutrients from organic matter and makes them more available for plants. In a long-term their concentration may be reduced, considering that the replacement of these nutrients in soil is slow after fire. Depending on fire severity different organic matter pools are affected, the most thermolabile are lost even in low intensity fires, while the most resistant, as humin, are lost at higher temperatures.

Organic residues application to soils may increase the nutrients content, as well as organic matter, which will affect positively the chemical and physical properties of soil and also the recovery of microbial life and the revegetation. In this work, the effects of fire on nutrient levels (N, P and K), organic matter pools (soil litter, fulvic and humic acids) and organic compounds (lipid, water-soluble compounds, primary cellulose and lignin) in natural burned and unburned soils at different temperatures in a muffle furnace (control, 65, 105 and 250 °C) were studied. Mineralization after the application of digested pig slurry (P) and municipal organic waste compost (C) to soils was followed for 60 days, and the effects on the previous properties evaluated.

Mineral N was analyzed by segmented flow spectrophotometry after 2M KCl extraction, and P and K were analysed by Riehm extraction. The most important results are related to the increased content of mineral N after this fire, and the contribution of pig slurry and mixture applications to increase these values. Simulated fires at the higher temperatures didn't allow nitrification to take place, due to nitrifying populations death. P and K changes after fire, and after residues applications, were not conclusive, once the loss of these nutrients was small and the contribution of residues to increase their content was not evident.

In order to evaluate humic substances content a modified loss on ignition (LOI) method was used. Fire temperatures were able to reduce the litter and fulvic acids fractions, while the most resistant fraction, the humic acids fraction were not altered. Compost application seemed to contribute more to the increase of fulvic acid fraction, while pig slurry increased the litter fraction.

Non-humic substances were determined after a sequence of extractions, non-polar extraction with methylene chloride and ultra-sound for lipids, polar extraction for sugars and acid extraction for primarily cellulose. Lignin was determined by ashing. In the burned and

control soils, pig slurry increased the cellulose content, while compost increased the lipid and sugar fractions, after 60 days of incubation.

## ÍNDICE GERAL

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	ii
Abstract.....	iii
Extended Abstract.....	iv
Capítulo 1 – Introdução.....	1
1.1 Introdução.....	1
1.2 Objectivos.....	1
Capítulo 2 – Revisão Bibliográfica.....	3
2.1 Incêndios Florestais.....	3
2.1.1 O Fogo em Portugal.....	4
2.2 Efeitos do Fogo sobre o solo.....	5
2.2.1 Azoto.....	7
2.2.2 Fósforo e Potássio.....	9
2.2.3 Matéria Orgânica.....	10
2.3 A Problemática dos Resíduos em Portugal.....	13
2.3.1 PERSU II e ENEAPAI.....	13
2.3.2 Chorume de Suínos Digerido.....	15
2.3.3 Resíduos Sólidos Urbanos.....	17
2.4 Recuperação dos teores de Nutrientes e Matéria Orgânica, após o fogo...	18
2.5 Desvantagens da aplicação de Resíduos Orgânicos ao solo.....	19
Capítulo 3 – Material e Métodos; Resultados e Discussão.....	21
3.1 Artigo – Fernandes, R. C., Cordovil, C.M.d.S; de Varennes, A.; <i>Use of Organic Residues to recover Nutrients and Organic Matter Pools in burned soils</i> .....	22
Capítulo 4 – Conclusão.....	50
Capítulo 5 – Sugestões de Melhoramento de Metodologia.....	52
Referências Bibliográficas.....	54

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexos.....	59
Estudo Estatístico – Azoto Mineral.....	60
Estudo Estatístico – Azoto Amoniacal.....	67
Estudo Estatístico – Azoto Nítrico.....	74
Resumo EACS'09 – Fernandes, R. C., Cordovil, C.M.d.S; de Varennes, A.; Utilização de Resíduos Orgânicos para a Recuperação dos Teores de Azoto em Solos após Fogo Florestal.....	81
Diapositivos da Apresentação Oral EACS' 09.....	82
Abstract ORBIT 2009.....	89
Artigo ORBIT 2009 – Fernandes, R. C., Pinto, R.M., Cordovil, C.M.d.S, de Varennes, A. Alves, T.F.; <i>Organic Residues utilization for Nitrogen Levels recovery in soil after forest fires</i> .....	90
Poster ORBIT 2009 .....	96
Email de confirmação de participação em ORBIT 2009.....	97





## **CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO**

### **1.1 Introdução**

Os países mediterrâneos possuem uma grande tendência para a ocorrência de incêndios florestais. O clima é o principal factor associado ao fogo, devido aos verões quentes e secos, no entanto a elevada dimensão dos incêndios no nosso país relaciona-se também com o abandono das zonas rurais e a deficiente prevenção e combate. Até 2005, Portugal foi o país do Sul da Europa com maior número de incêndios e área ardida. Os anos seguintes criaram boas expectativas, tendo havido uma redução de ambos os parâmetros, no entanto a tendência será para que haja aumentos atendendo às alterações climáticas previstas.

Os incêndios afectam todos os componentes do ecossistema, desde a atmosfera à vegetação, ou aos recursos hídricos. No âmbito da presente Dissertação, o efeito sobre o Solo será estudado de forma mais aprofundada, principalmente nas componentes químicas mais sensíveis ao incêndio, a matéria orgânica (MO) e os nutrientes. Para além do Azoto (N), nutriente extremamente afectado, também o Fósforo (P) e o Potássio (K) têm uma importância significativa, sendo essenciais para as plantas e portanto para a revegetação pós-fogo.

Nestes últimos anos, tem-se estudado a possibilidade da aplicação de resíduos de origem doméstica e agro-pecuária, já aplicados em áreas agrícolas, e que contribuem substancialmente para a melhoria das propriedades do solo, devido ao seu elevado teor em matéria orgânica e nutrientes.

### **1.2 Objectivos**

O trabalho experimental desenvolvido com vista à elaboração desta dissertação para obtenção do grau de Mestre, teve como objectivo estudar o efeito do fogo sobre as propriedades químicas do solo, dando especial atenção ao macronutriente azoto, essencial para as plantas. Este é bastante afectado pelo fogo, havendo elevadas perdas de Azoto total, mas uma maior disponibilização de formas inorgânicas a curto prazo. Outra das propriedades estudadas foi o teor de matéria orgânica do solo em função, por um lado, das elevadas perdas que ocorrem, mas também da sua elevada influência noutras propriedades do solo. A matéria orgânica foi avaliada por dois critérios distintos, o grau em humificação, através do teor em

ácidos húmicos e fúlvicos, e a presença de substâncias não húmicas, como sejam os lípidos, os hidratos de carbono simples, a celulose e a lenhina.

O segundo grande objectivo do trabalho experimental é o estudo da possível valorização orgânica de resíduos orgânicos com origem doméstica e agro-pecuária, no âmbito da remediação pós-fogo, mais especificamente na contribuição destes para o aumento da matéria orgânica e do teor de nutrientes.

Foi ainda acompanhada a mineralização dos resíduos sólidos urbanos (RSU), do chorume de suínos e da mistura de ambos, aplicados a um solo afectado por um fogo florestal em paisagem protegida, e a um solo de uma área contígua não afectada pelo fogo de controlo e tratado termicamente em laboratório a 65, 105 e 250 °C, durante uma incubação aeróbia de 60 dias.

## **CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1. Os Incêndios Florestais**

Nos últimos anos, especialmente no Verão, a problemática dos incêndios florestais tem estado no centro das atenções, não somente pelo elevado número de incêndios, mas também pela intensidade e severidade de alguns deles. No entanto o fogo, desde épocas anteriores à ocupação humana, faz parte dos ecossistemas mediterrâneos. No passado os incêndios ocorriam naturalmente, sendo a ignição provocada por trovoadas secas. A descoberta do fogo pelo homem leva a novas causas de ignição, e consequentemente a uma ocorrência mais frequente.

O clima mediterrâneo, caracterizado por invernos amenos e chuvosos e verões quentes e secos, propicia a ocorrência de fogos. A precipitação e temperatura amena na estação fria fomentam o crescimento de biomassa, enquanto no período de primavera-verão se verificam condições de secura nos tecidos das plantas e condições de temperatura e humidade do ar que aumentam a probabilidade de ocorrência de incêndios. Outra das condições meteorológicas que pode ter efeitos devastadores, essencialmente ao nível da propagação do incêndio, é o vento forte vindo de Este que por vezes se faz sentir no Verão.

As condições meteorológicas são fundamentais para a ocorrência de incêndios, mas outros factores se adicionam, formando o que se chama Triângulo de Comportamento do Fogo, ou seja, as condições necessárias para que um incêndio ocorra e se propague com maior ou menor intensidade. Os factores ainda não mencionados são a topografia e o combustível. A topografia influencia o combustível, na medida em que condiciona o clima e o tipo de vegetação. Por outro lado, a exposição das encostas pode influenciar a probabilidade de ignição, enquanto o declive pode influenciar a sua propagação. O combustível, ou seja a biomassa vegetal, tem capacidade de propiciar a ocorrência de incêndios de elevada intensidade se o seu teor de humidade for baixo e se estiver presente em elevadas quantidades.

No caso da vegetação mediterrânea, a probabilidade de ignição é ainda superior, uma vez que esta é bastante inflamável. Comunidades de plantas sujeitas a fogos frequentes tendem a ser queimadas mais rapidamente, devido à Selecção Natural ter favorecido as características que as tornam mais inflamáveis e ao mesmo tempo mais tolerantes ao fogo (Mutch, 1970, cit. por Kozlowski e Ahlgren, 1974). Na vegetação mediterrânea abundam espécies contendo elevados teores de resinas e óleos essenciais, além de que a homogeneidade e monotonia introduzidas pelo

homem criam condições necessárias para o rápido ateamento e alastramento do fogo (Lima, 1983).

### **2.1.1. O Fogo em Portugal**

Como outros países da região Mediterrânea, Portugal tem sofrido ao longo dos anos repetidos incêndios florestais. Para além do clima, outra das razões mais importantes é o progressivo aumento do abandono dos meios rurais e das antigas práticas agrícolas, que promoviam a remoção de matos e a pastorícia, o que fazia com que estes ecossistemas fossem menos susceptíveis à ignição e propagação de incêndios. Em décadas mais recentes, outro motivo se adicionou às causas de deflagração de incêndios, este bem mais preocupante, que é a intenção de atear incêndios propositadamente (Silva, 2002).

Em comparação com outros países mediterrâneos (Espanha, Itália, França e Grécia), o número de incêndios e a área queimada em Portugal é muito superior, para o período de 1990-2005 (Comissão Europeia, 2006, 2009). A superfície ardida em 2003 e 2005 foi bastante elevada, tendo atingido um máximo, desde 1980, no ano de 2003, com 426.000 ha de área ardida. Não é possível definir uma tendência, já que em 2008 a superfície ardida e o número de incêndios foram os mais baixos nos últimos 29 e 20 anos, respectivamente. Estes valores devem-se essencialmente à meteorologia na época de incêndios (temperaturas mais baixas e eventos de precipitação), mas também ao efeito de campanhas de sensibilização e da reforma do Sistema Nacional de Prevenção e Supressão do Fogo Florestal, adoptado em 2006 (Comissão Europeia, 2006, 2008). É ainda de salientar a fraca relação existente entre o número de incêndios e a área ardida, já que para esta última é determinante o peso dos grandes incêndios de cada ano, sendo um bom exemplo o ano de 2003. Na Figura encontram-se dados relativos à área ardida e número de incêndios para o período 1999-2009.

Apesar dos resultados positivos dos últimos anos, e uma vez que o fogo é dependente das condições meteorológicas, pode ser esperado um aumento da sua ocorrência nos próximos anos, uma vez que os últimos cenários para as alterações climáticas prevêm aumentos de temperatura entre até 4 °C para 2100, mas pode chegar a 9 °C, em algumas zonas do Alentejo, e uma concentração da precipitação nos meses de Inverno (aumentando 20-50%), diminuindo na época de incêndios, principalmente na primavera (30%) e no Outono (35-60%) (Santos, 2001).

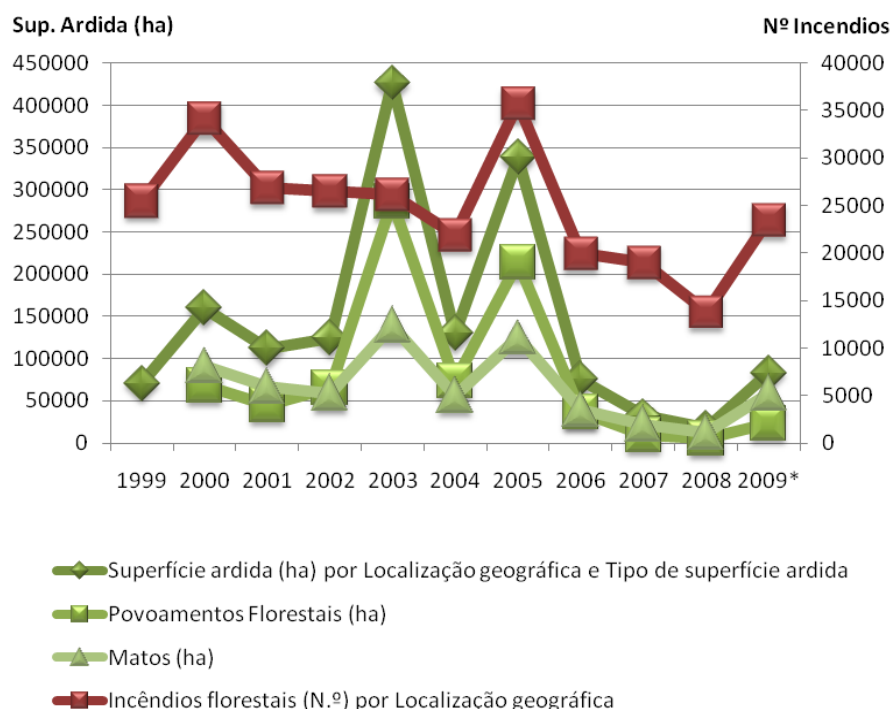


Figura 1 – Superfície ardida total, em Povoamentos Florestais e Matos (ha) e Número de Incêndios Florestais em Portugal Continental (1999-2009) (Fonte dos dados: INE, 2009 e AFN, 2009)

\*Dados de 1 Janeiro a 15 de Outubro

Em Portugal, as regiões mais afectadas pelo fogo são a Norte do Rio Tejo e no Barlavento Algarvio. Apesar de o maior número de incêndios ocorrer nas áreas metropolitanas de Lisboa e Porto, as zonas de maior preocupação são as áreas do interior, onde existem grandes áreas de abandono rural, com manchas contínuas de florestas e matos e clima mais severo (Figura 2).

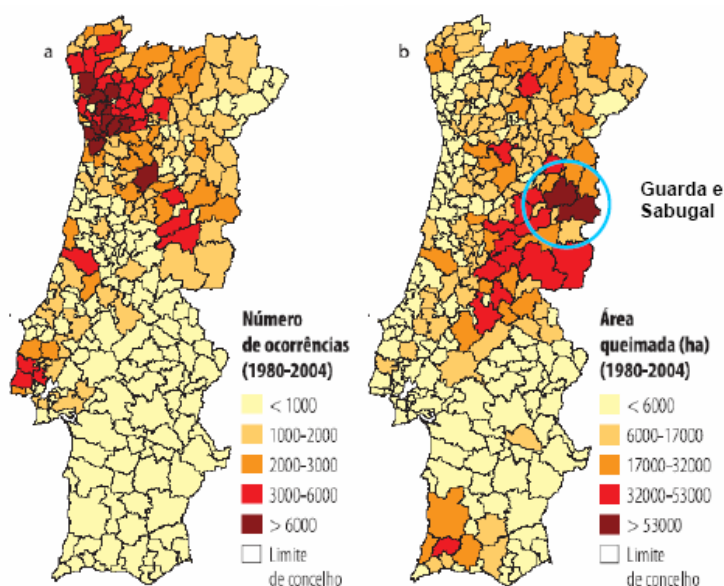


Figura 2 – Estatísticas concelhias de fogos rurais (1980-2004); a) número de ocorrências; b) área queimada (ha) (Fonte: Pereira, 2006)

## **2.2. Efeitos do Fogo sobre o solo**

O Fogo tem diversos efeitos sobre o ecossistema, entre eles o efeito sobre as características físicas, químicas e biológicas do solo. Algumas das características físicas afectadas são a estrutura, porosidade, infiltração e regime térmico do solo, em grande parte relacionadas com a perda de matéria orgânica. Por outro lado, o fogo aumenta a susceptibilidade á erosão eólica e hídrica de solo e de cinza rica em nutrientes. Pode ainda formar-se em alguns solos uma camada hidrofóbica a alguns centímetros de profundidade, causada pelo aquecimento da matéria orgânica.

O aumento da temperatura no solo, relacionado com a transferência de calor da superfície para horizontes mais profundos, depende de vários factores, como a textura, estrutura, teor de matéria orgânica e humidade, em suma, com a condutividade térmica do solo. Fogos mais intensos podem atingir temperaturas de 700 °C no horizonte orgânico superficial e 250 °C a 10 cm de profundidade. Temperaturas superficiais de 100 °C, e de 50 °C apenas a 5 cm de profundidade podem ser atingidas durante fogos menos intensos (Neary et al., 1999).

As alterações biológicas iniciam-se a temperaturas pouco elevadas, cerca de 40 °C, e podem passar pela morte de plantas e raízes, causada pela desidratação e degradação de proteínas. A resistência dos microrganismos à elevação da temperatura é variável, embora a maioria não resista a temperaturas superiores a 120 °C (Neary et al., 1999).

As propriedades químicas e físicas são mais resistentes a variações na temperatura do solo. A matéria orgânica começa por sofrer perdas de constituintes voláteis a partir dos 100 °C, até aos 180 °C, e destilação entre os 200 e os 315 °C (DeBanno et al., 1998). A temperaturas superiores a 450 °C, toda a matéria orgânica é consumida, restando apenas solo mineral e cinza rica em nutrientes. A perda de nutrientes durante o fogo inicia-se aos 200 °C com a volatilização do azoto. A perda de outros elementos varia com a sensibilidade térmica destes e com as temperaturas atingidas, durante o fogo (Quadro 1).

Durante um fogo, em geral, a concentração dos nutrientes diminui. Após o fogo, também podem ocorrer perdas por mineralização, imobilização, lixiviação ou arrastamento superficial. No entanto, é comum que a concentração dos nutrientes em formas mais disponíveis para as plantas e microrganismos aumente, devido à destruição das formas orgânicas e a sua transformação em formas mais biodisponíveis. Pode também ocorrer a incorporação de nutrientes no solo, devido à morte de plantas e da biomassa microbiana.

Uma outra propriedade química alterada pelo fogo é o pH, que geralmente aumenta, devido à libertação de cationes alcalinos (Cálcio, Magnésio, Potássio, Sódio) presentes na matéria orgânica.

Na zona Mediterrânea, a época das chuvas ocorre após o Verão, altura em que se dão os fogos florestais, o que pode resultar em elevado potencial de escoamento superficial e erosão. Através destes processos, o fogo é uma das principais causas do aumento do risco de desertificação em áreas com este tipo de clima (González et al, 2006). Estudos efectuados por González-Pelayo et al. (2006) demonstram que existe efectivamente um aumento do escoamento superficial em fracções afectadas por fogo moderado e intenso, relativamente ao controle, uma vez que as propriedades físicas da superfície do solo foram alteradas, nomeadamente a agregação, principalmente quando se dão eventos de precipitação elevada no primeiro ano após o fogo.

Quadro 1 – Temperaturas de volatilização de diversos elementos (Adaptado de Knoepp et al., 2005 e Neary et al., 1999)

Elemento	Temperatura de Volatilização (°C)	Fontes
N	200	White et al., 1973; Weast, 1988
K	760	Weast, 1988
P	774	Raison et al., 1985; Weast, 1988
Na	880	Weast, 1988
Mg	1107	Weast, 1988, DeBanno, 1991
Ca	1240	Weast, 1988
	1484	Raison et al., 1985
Mn	1962	Raison et al., 1985

### 2.2.1. Azoto

A camada orgânica, principalmente os detritos orgânicos, é um dos grandes reservatórios de N no solo florestal, e a sua remoção durante o fogo pode causar uma diminuição significativa do N do solo (Ojima et al., 1994, cit. por Driscoll et al., 1999 e Monleon, 1997, cit. por Duguy et al., 2007). O azoto é o elemento mais afectado pela perda directa para a atmosfera, uma vez que a sua temperatura de volatilização se situa nos 200 °C. A maior parte do azoto é perdida na forma de N<sub>2</sub> e óxidos de azoto para a atmosfera, e embora uma parte substancial do azoto orgânico restante é convertido nas formas inorgânicas, amoníaco (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). A libertação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> deve-se à decomposição térmica de proteínas e outros compostos orgânicos ricos em N, especificamente, grupos secundários de amidas e aminoácidos, os primeiros particularmente sensíveis à decomposição durante o aquecimento acima de



100°C (Russell e outros, 1974, cit. por Knoepp et al., 2005). O  $\text{NH}_4^+$  pode ter vários destinos (Figura 3), tais como a imobilização, adsorção ao complexo de troca, fixação aos minerais argilosos, mas pode sofrer perdas por volatilização, uma vez que as concentrações deste se podem encontrar a níveis superiores aos da saturação (Varennnes, 2003).

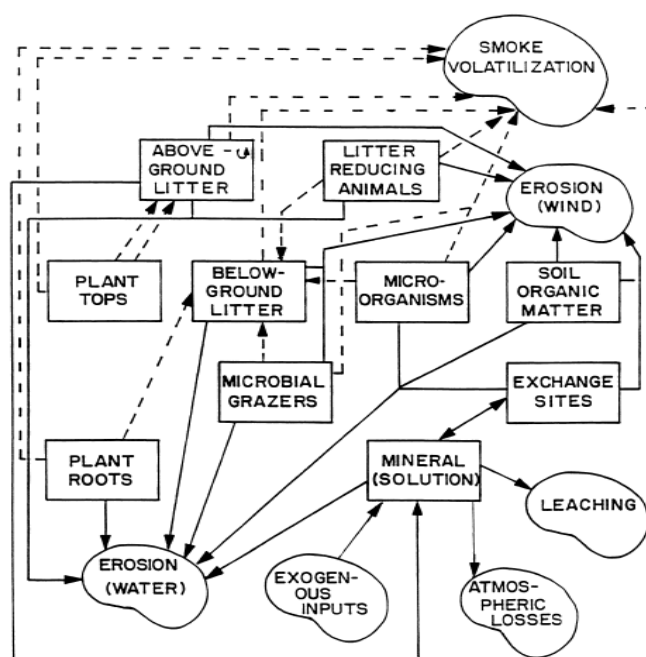
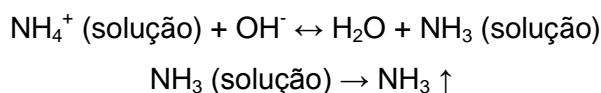
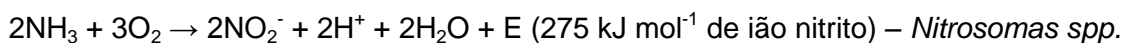


Figura 3 – Fluxos de Azoto em ecossistemas afectados pelo fogo (em Neary et al., 1999)

Inicialmente, a maior parte do azoto encontra-se na forma de  $\text{NH}_4^+$ , que aumenta na primeira semana após o fogo (DeLuca et al., 2000, Choromanska e DeLuca, 2002). Este é rapidamente transformado em  $\text{NO}_3^-$  nos primeiros 30 dias (DeLuca, 2000), pela biomassa nitrificante, *Nitrosomas spp.* e *Nitrobacter spp.*, que se encontra em populações maiores às anteriores ao incêndio. Este crescimento populacional deve-se à diminuição da competição com as plantas pelo  $\text{NH}_4^+$ , mas também pela volatilização de compostos alelopáticos, que inibem o crescimento microbiano (Neary et al., 1999). Como foi dito anteriormente, a biomassa microbiana é muito sensível ao aumento da temperatura, o mesmo é verdade para as populações nitrificantes, cuja morte ocorre a temperaturas entre os 80-90 °C (Busse et al., 2005). No entanto, a recuperação da vida bacteriana pode ocorrer após alguns dias, mesmo em fogos intensos. Esta vai depender de vários factores como a sobrevivência de uma

parte da população, germinação de esporos, transporte de organismos pelo vento e da estimulação do crescimento pela disponibilização de nutrientes (Busse et al., 2005). A nitrificação processa-se em duas etapas protagonizadas pelas duas espécies de bactérias:



O ião nitrato é muito móvel no solo, por não ser facilmente adsorvido na matriz do solo, perdendo-se por lixiviação e desnitrificação. A perda de azoto mineral, seja por que processo for, tem consequências ao nível da produtividade do sistema, ou seja, da recuperação da cobertura vegetal do solo após o fogo. Estas consequências têm efeitos mais intensos quanto maior for a limitação deste no ecossistema em causa. Como se pode observar na figura seguinte, a perda da mesma quantidade de azoto, produz diferentes decréscimos de produtividade.

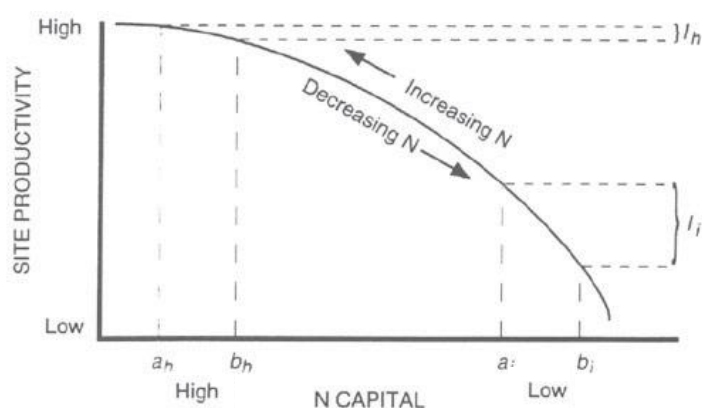
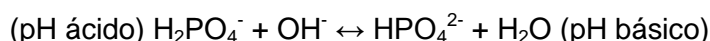


Figura 4 – Importância relativa do baixo teor em Azoto a diferentes níveis na produtividade  
(Fonte: Barnett, 1989, em Knoepp et al., 2005)

### 2.2.2. Fósforo e Potássio

O fósforo é outros dos nutrientes essenciais para as plantas, podendo ser também limitante na produção vegetal. No solo uma pequena parte encontra-se sobre a forma orgânica (fitatos, ácidos nucleicos, fosfolípidos e substâncias húmicas). Ao contrário do Azoto, as concentrações mais elevadas de P encontram-se no solo mineral, sob a forma de apatites. A meteorização lenta resulta na libertação de ião fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) que em solos calcários sofre uma rápida imobilização, devido à formação de compostos insolúveis de cálcio. Em solos neutros ou ligeiramente ácidos, como uma grande parte dos solos portugueses, o fósforo encontra-se indisponível, associado a hidróxidos de ferro e alumínio (Varennnes, 2003). Na solução do solo, o P

encontra-se em diferentes formas dependentes do pH, que podem ser absorvidas pelas plantas, encontrando-se em equilíbrio a pH neutro:



Após o fogo, o P mantido em formas orgânicas é libertado na forma  $\text{PO}_4^{3-}$ , essencialmente, e pode depositar-se nas cinzas, aumentando assim a sua disponibilidade para as plantas. Outra vantagem da libertação de formas minerais de P é a sua reduzida mobilidade no solo, excepto a possível perda por arrastamento da cinza pelo vento ou pelo escoamento superficial.

A curto prazo a disponibilização de P tem um efeito positivo na revegetação, embora a longo prazo, a reposição de P no solo, através da meteorização dos minerais possa não ser suficiente para o fornecimento às plantas (DeBano e Klopatek, 1987, cit. por Neary et al., 1999), uma vez que ainda não existe suficiente P fornecido pela decomposição da nova vegetação, e porque pode associar-se em compostos insolúveis.

O potássio (K) é bastante abundante no solo, no entanto a maior parte (90-98 %) encontra-se nos minerais primários (micas e feldspatos), sendo a meteorização mais ou menos lenta, consoante o tipo de mineral em que tem origem. Em solução, o potássio encontra-se na forma livre ( $\text{K}^+$ ), dado que não tem tendência a formar complexos inorgânicos ou quelatos com compostos orgânicos solúveis (Varennnes, 2003). Assim, a destruição da matéria orgânica, que pode ocorrer durante o fogo, vai contribuir para o aumento da adsorção deste aos coloides minerais. Os solos ricos em MO e arenosos são muito pobres em  $\text{K}^+$  em solução.

A temperatura de volatilização do P é elevada (760 °C), o que confirma as baixas perdas no solo após um fogo florestal, onde temperaturas muito elevadas como esta são difíceis de atingir. O K possui também uma temperatura de volatilizada elevada (774 °C), embora possam ocorrer perdas em fogos florestais muito intensos.

### **2.2.3. Matéria Orgânica do Solo**

A matéria orgânica (MO) é um constituinte fundamental do solo, formado por organismos vivos, incluindo a biomassa microbiana, e material vegetal em diversas fases de decomposição.

A decomposição da matéria orgânica é feita pela acção de uma variado leque de microrganismos do solo, por dois processos fundamentais a Mineralização e a

Humificação. Do primeiro resultam compostos inorgânicos, como o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), vapor de água ( $\text{H}_2\text{O}$ ) ou amónia ( $\text{NH}_3$ ). Como resultado da Humificação, vão formar-se novas moléculas com características muito próprias, elevada complexidade e resistência á degradação. O húmus é constituído por núcleos aromáticos ligados a aminoácidos, açúcares aminados, péptidos e compostos alifáticos (Figura 5), cuja formação é complexa e ainda controversa entre os autores.

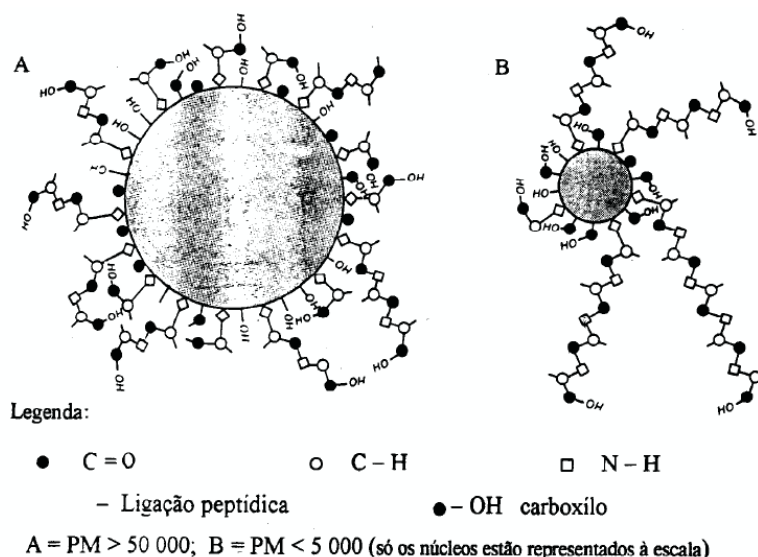


Figura 5 – Estrutura de duas macromoléculas do tipo húmico (PM – peso molecular) (Fonte: Soltner, 1986)

As substâncias húmicas são tradicionalmente classificadas pela sua solubilidade. Os compostos mais solúveis, tanto em bases como em ácidos, são designados por Ácidos Fúlvicos (AF). As substâncias solúveis apenas em ácidos são designadas por Ácidos Húmicos (AH). Por fim, a fracção mais resistente, insolúvel tanto em ácidos como em bases, designa-se por Humina.

A importância da MO, além de ser um reservatório de nutrientes possíveis de ser libertados através da mineralização dos compostos orgânicos, deve-se á sua influência nas características físicas e químicas no solo. Possui um elevado poder tamponizante, evitando grandes variações de pH, aumenta a retenção de água e a capacidade de troca catiónica (CTC), promove a agregação do solo, formando macroporos, onde o ar e água circulam de forma facilitada, diminui as perdas de solo e de nutrientes causadas pela erosão e pode ainda formar quelatos com alguns metais (Cd, Cu e Zn) e como o Alumínio, reduzindo a sua mobilidade e toxicidade em solos ácidos.

O Horizonte orgânico do solo superficial, é o mais afectado pelos fogos florestais, dando-se normalmente um extraordinário consumo da MO presente no solo.

Apesar de em modelos simples de queima de biomassa os compostos resultantes sejam o  $H_2O$ ,  $CO_2$  e cinza, em fogos naturais a combustão é incompleta, havendo a formação de outros produtos como o Monóxido de Carbono (CO), metano ( $CH_4$ ) e um complexo leque de produtos pirolíticos (Cofer et al, 1997, cit. por González-Pérez et al., 2004). O efeito do fogo sobre a MO depende sobretudo da severidade do fogo, nomeadamente da temperatura atingida e do tempo de residência do fogo, mas também de outros factores como o tipo de solo, teor de humidade e natureza do material queimado. Dependendo da temperatura, diferentes compostos da MO são alterados. Em geral, as alterações iniciam-se a 180 °C com a destilação dos compostos voláteis (DeBano et al., 1998). Abaixo dos 200 °C, começa a decomposição de compostos mais resistentes, como as hemiceluloses e lenhinas (Chandler et al., 1983, cit. por González-Pérez et al., 2004). A 300 °C, ocorre a descarboxilação e perda de grupos funcionais contendo oxigénio, como os fenóis nos AH e AF (Knoepp et al., 2005). O teor em Humina aumenta, devido à formação de compostos aromáticos, uma vez que a fracção mais solúvel (AF), se transforma em ácidos insolúveis como os AH, enquanto estes últimos sofrem desidratação e descarboxilação, tornando-se insolúveis e semelhantes à Humina (González-Pérez et al., 2004, Tinoco et al., 2006, Hatten e Zabowski, 2009). A temperaturas superiores a 450 °C toda a MO é perdida.

O aumento de substâncias aromáticas pode causar alterações na lenhina e condensação de produtos da degradação da lenhina, assim como alterações em hidratos de carbono, lípidos e péptidos (González-Pérez et al., 2004).

Geralmente o fogo afecta o comprimento da cadeia dos compostos alquila (alcanos, ácidos gordos e álcoois), aumentando a fragmentação térmica das moléculas longas (Tinoco et al., 2000 e Dettweiler et al., 2003, cit. por González-Pérez et al., 2004). Foram também encontradas evidências da incorporação de lípidos em grupos periféricos dos AH e AF (Almendros et al, 1990, cit by González-Pérez et al., 2004). Consequentemente, as novas substâncias húmicas formadas durante o fogo são mais estáveis e mais resistentes a ataques químicos e biológicos, isto com impactes negativos nos ciclos de nutrientes (N, P e outros), mas efeitos positivos no sequestro de Carbono (Almendros et al., 2000a, cit. por González-Pérez et al., 2004, Prieto-Fernández et al., 1998 e Fynn et al., 2003, cit. por Knicker et al., 2005). Almendros et al. (2003, cit. por Tinoco et al., 2006) refere uma acumulação de novos produtos resultantes de pirólise, recalcitrantes e heterocíclicos, ricos em N, a que se deve muitas vezes a diminuição da razão C/N, em solos após o fogo.

### **2.3. A problemática dos resíduos em Portugal**

Desde há milhares de anos que fertilizantes orgânicos são utilizados, mais frequentemente os estrumes e resíduos de culturas. A utilização de resíduos orgânicos tem muitas vantagens relativamente aos fertilizantes minerais. Uma das mais importantes em termos de produtividade de culturas é a capacidade dos resíduos fornecerem os macronutrientes necessários e ainda micronutrientes, que têm de ser adicionados separadamente nos fertilizantes minerais. Além desta, os resíduos contém normalmente elevados teores de matéria orgânica, que contribuem para o aumento da produção. Estes resíduos vão também diminuir a poluição, uma vez que a libertação dos nutrientes é gradual, diminuindo os fenómenos de salinização e poluição das águas com nitratos, nomeadamente através da quelatação de metais polivalentes e formação de complexos argilo-húmicos.

Até há poucas décadas, a produção agrícola estava associada à produção animal, pelo que a necessidade de encontrar alternativas para a deposição destes resíduos era diminuta. Com o aumento da população mundial, e consequentemente das suas necessidades em alimentação, houve uma intensificação da produção, tanto mais significativa quanto o grau de desenvolvimento das sociedades. Em comunhão com o aumento dos resíduos associados à produção está o aumento dos resíduos associados ao consumo, e deste modo gerou-se uma questão fundamental para todos os países, o destino a dar aos resíduos urbanos. A deposição descuidada destes em lixeiras gerou questões ambientais graves, pelo que a alternativa Aterro, foi adoptada em quase todos os países da União Europeia, mas também esta teve de ser reformulada, devido ao excesso de resíduos produzidos, relançando uma nova estratégia, conhecida por *3R's – Reduzir, Reutilizar e Reciclar*.

#### **2.3.1. PERSU II e ENRAPAI**

No seguimento da directiva comunitária Quadro dos Resíduos – 75/442/CE de 15 de Julho, e ainda da estratégia Nacional para o desvio de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (ENRRUBDA, Decreto-lei 152/2002 de 23 de Maio), houve necessidade de reformular o Plano Estratégico para os Resíduos sólidos urbanos (PERSU I) elaborado em 1997. Assim, a 5 de Setembro é aprovado pelo decreto-lei 178/2006, o PERSU II, que vai rever o antigo PERSU I e o ENRRUBDA, para o período 2007-2016.

Como principais objectivos e metas deste plano encontram-se a prevenção da produção de resíduos e ainda a sua reciclagem e valorização, de modo a diminuir o seu impacte no ambiente. Entre outros, o desvio dos Resíduos sólidos urbanos (RSU)

dos aterros, através de processos de tratamento (digestão anaeróbia, compostagem, tratamento mecânico e biológico (TMB) e incineração) e o incremento da recolha selectiva são objectivos específicos deste plano (Figura 6).

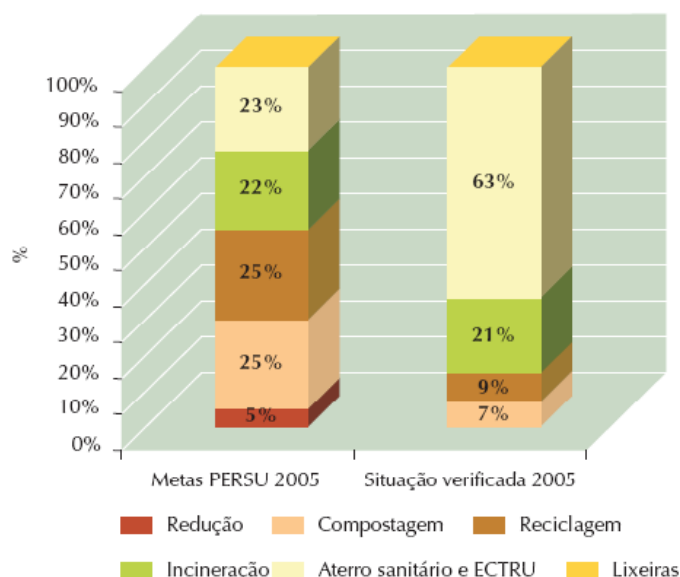


Figura 6 – Comparação entre as metas do PERSU I e os resultados obtidos (Fonte: PERSU II)

No Quadro 2 vê-se a produção de RSU e valores de recolha indiferenciada e selectiva (multimaterial e RUB) em 2005 para Portugal Continental:

Quadro 2 – Produção e Recolha de RSU em Portugal continental, 2005 (Fonte: PERSU II)

	RSU total	RSU total
	Mt	kg hab <sup>-1</sup>
<b>Produção Total de RSU</b>	4,47	450
<b>Recolha indiferenciada</b>	4,07	410
<b>Recolha Selectiva Multimaterial</b>	0,38	39
<b>Recolha Selectiva de RUB</b>	0,019	2

Com o início da recolha selectiva de Resíduos Urbanos Biodegradáveis (RUB), projectada para 8%, equivalente a  $385 \times 10^3$  t em 2011 (Fonte: PERSU II), podem ser utilizados mais eficientemente na valorização orgânica, uma vez que diminui a contaminação com outros resíduos (plástico, papel, metais e vidro). Assim, foram estabelecidas novas metas para estes resíduos, para o período 2007-2016 pelo Decreto-lei nº152/2002 de 23 de Maio (Quadro 3):

- 2006 – Redução dos RUB em aterro para 75% da produção em 1995 (2.252.720 Mg RUB)
- 2009 – Redução dos RUB em aterro para 50% da produção em 1995
- 2016 – Redução dos RUB em aterro para 35% da produção em 1995

Quadro 3 – Produção de RSU e metas de desvio de RUB em Portugal (Fonte: PERSU II)

Ano	1995	2005	2008	2009	2016
<b>Recolha RSU</b>					
<b>Crescimento anual (%)</b>		1,84	1,3	1	-1
<b>Global (10<sup>3</sup> t)</b>	3884	4766	4993	5043	4937
<b>Matéria Orgânica (MO)</b>					
<b>Biodegradáveis existentes (%)</b>	58	59,6	56	56	56
<b>MO – total global (10<sup>3</sup> t)</b>	2253	2840	2796	2824	2765
<b>MO – limite da directiva (% de 1995)</b>	100	100	75	50	35
<b>MO – admissível global (10<sup>3</sup> t)</b>	2253	2253	1690	1126	788
<b>MO – a valorizar global (10<sup>3</sup> t)</b>	0	588	1107	1698	1977

Uma das novas estratégias deste plano é a protecção de solos, prevenindo um conjunto de processos que ameaçam a qualidade dos solos, nomeadamente a erosão, declínio da MO, salinização, entre outros. A recuperação de solos pode ser realizada através da valorização orgânica de RSU, com duplo impacte positivo na qualidade do solo e na redução do envio de resíduos para aterro.

Os resíduos agro-pecuários e agro-industriais são outra das preocupações, para os quais houve necessidade de criar estratégias nacionais de gestão e implementação de soluções de tratamento e valorização.

A necessidade de uma nova estratégia deve-se sobretudo à aplicação de novos documentos na área do ambiente, como o Protocolo de Quioto e Directiva Quadro da Água. A Estratégia Nacional para os Efluentes agro-pecuários e agro-industriais (ENEAPAI) para o período 2007-2013, tem como objectivo colmatar as deficiências na gestão destes efluentes, que constitui um desafio técnico e económico, dada a elevada carga orgânica e de nutrientes que estes apresentam.

Esta grande concentração de MO e de nutrientes nos resíduos orgânicos vai potenciar a sua aptidão como Fertilizante orgânico, tanto para culturas agrícolas, como florestais, onde se pode enquadrar a remediação de solos após fogo florestal, com o intuito de promover a melhoria das características do solo e a revegetação.

### 2.3.2. Chorume de Suínos Digerido

Como já foi dito anteriormente, o chorume de suínos é muito rico em MO, e nutrientes como o N, P e K. A composição mineral dos chorumes depende da espécie e idade do animal, da alimentação, tipo de instalações, finalidade da produção e ainda o modo de conservação (Varennnes, 2003).



A fracção sólida contém praticamente toda a matéria orgânica e também grande parte dos nutrientes pouco solúveis (azoto orgânico, fósforo, cálcio, etc). Na fracção líquida encontram-se outros nutrientes mais solúveis, como o azoto amoniacal e nítrico, potássio, sódio, cloro, etc. (Santos, 1995). A razão C/N é normalmente baixa e a matéria orgânica encontra-se ainda numa fase inicial de humificação, pelo que é facilmente mineralizável (Santos, 2002). No quadro seguinte pode observar-se a composição química do efluente bruto de suínos e das suas fracções sólida e líquida.

Quadro 4 – Principais características de um efluente bruto e das suas fracções sólidas e líquida (Fonte: Santos, 1995)

Parâmetros avaliados	Efluente bruto	Fracção sólida	Fracção líquida
pH	7,3	6,8	7,7
Matéria orgânica	5,06 g L <sup>-1</sup>	70,49 %	3,71 g L <sup>-1</sup>
Azoto Total (NKjd)	1,20 g L <sup>-1</sup>	2,57 %	0,82 g L <sup>-1</sup>
Azoto amoniacal	0,99 g L <sup>-1</sup>	1,57 %	0,67 g L <sup>-1</sup>
Azoto nítrico	0,02 g L <sup>-1</sup>	2,2 mg kg <sup>-1</sup>	0,01 g L <sup>-1</sup>
Fósforo total	0,33 g L <sup>-1</sup>	6,59 %	0,13 g L <sup>-1</sup>
Potássio total	1,41 g L <sup>-1</sup>	0,84 %	0,89 g L <sup>-1</sup>
Cálcio	0,32 g L <sup>-1</sup>	3,54 %	0,22 g L <sup>-1</sup>
Magnésio	0,14 g L <sup>-1</sup>	1,88 %	0,09 g L <sup>-1</sup>
Sódio	0,24 g L <sup>-1</sup>	0,12 %	0,24 g L <sup>-1</sup>
Cobre	8 mg L <sup>-1</sup>	400 mg kg <sup>-1</sup>	4 mg L <sup>-1</sup>
Zinco	10 mg L <sup>-1</sup>	1500 mg kg <sup>-1</sup>	6 mg L <sup>-1</sup>
Razão C/N		15,9	
Conductividade	18,82 mS cm <sup>-1</sup>	2,40 mS cm <sup>-1</sup>	10,60 mS cm <sup>-1</sup>

Como a razão carbono azoto dos chorumes é normalmente baixa, não ocorrem imobilizações do azoto inorgânico,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ , ficando estes nutrientes disponíveis para as plantas. Como se pode observar no quadro anterior, o teor em azoto total no chorume bruto é bastante baixo e grande parte é constituída por azoto amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ). Este azoto é facilmente volatilizado devido à formação de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), e é por este motivo que na fracção sólida o teor em azoto amoniacal é menor em comparação com o azoto nítrico ( $\text{NO}_3^-$ ). Como existem outras fracções de azoto, como o orgânico rapidamente mineralizável (ureia e ácido úrico), facilmente decomponível (proteínas e aminoácidos, gorduras, ácidos gordos e hidratos de carbono simples) e fracções mais resistentes (complexos de fibra lenhino-celulósicos) existe a possibilidade de mineralização a curto e médio prazo, permitindo a libertação lenta de azoto.

A Digestão Anaeróbia é um processo biológico que ocorre na ausência de oxigénio, onde a matéria orgânica é decomposta, por microrganismos anaeróbios, formando Biogás ( $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ). Este processo pode conduzir-se em lagoas de estabilização ou em digestores, no caso de alguns resíduos orgânicos, como os efluentes de suinicultura. Este processo vai reduzir o teor de agentes patogénicos e a formação de odores. É também responsável pelo aumento do teor de nutrientes em formas disponíveis para a planta, principalmente o azoto, na medida em que a digestão anaeróbia reduz o teor de azoto orgânico e aumenta o teor de azoto amoniacal. O efluente resultante deste processo apresenta o mesmo valor fertilizante do efluente bruto, no entanto, quer o teor de sólidos totais (SST) quer a carência química de oxigénio (CQO) assumem valores inferiores.

### **2.3.3. Resíduos Sólidos Urbanos**

Os Resíduos sólidos urbanos (RSU) encontram-se legislados pelo Decreto-lei nº 239/97 de 9 de Setembro, que define os princípios de gestão, nomeadamente de transporte, armazenagem, tratamento, valorização e eliminação destes. Os RSU possuem uma variabilidade muito grande em termos de composição, consoante a área geográfica onde são produzidos, consoante as variações sazonais e tecnologias de tratamento e armazenamento (Baltazar, 2005). Possuem um elevado teor em MO e C orgânico, assim como a presença de diversos nutrientes, em especial N orgânico (Quadro 5). A presença de N facilmente disponibilizável encontra-se sob a forma de ureia, proteínas e aminoácidos. Enquanto outras formas de N mais recalcitrantes, se podem encontrar sob a forma de lenhina (Chadwick et al., 2000, cit. Cordovil et al., 2005)

A compostagem permite uma degradação aeróbia das fracções da MO mais lábeis (aminoácidos, péptidos, ácidos gordos, hidratos de carbono e ácidos orgânicos) (Stevenson et al., 1994) obtendo um composto estável, com maiores porções de substâncias húmicas. Mondini et al. (2003) encontraram evidências de maiores porções de substâncias húmicas, em resíduos orgânicos compostados e maturados, após fraccionamento térmico destes a 490 °C, evidenciando a maior recalcitrância dos RSU compostados. Para além da eliminação de agentes patogénicos e odores, vai contribuir para o aumento do teor em P e metais pesados em formas pouco solúveis. Vai ainda diminuir as perdas de N por volatilização e de K por lixiviação (Cordovil, 2004). A diminuta presença de  $\text{NH}_4^+$  no composto vai diminuir o efeito fitotóxico dos RSU na germinação (Santos, 2002).

Quadro 5 – Composição química de RSU (Fonte: Baltazar, 2005 e \*CBPA, 1997)

Parâmetros avaliados	Teor
Humidade (%)	24,3* - 30
Matéria orgânica (%)	42 – 68
Conductividade no extrato aquoso (mS cm <sup>-1</sup> )	2,5* - 9,6
Azoto Total (%)	1,21 - 2,15
Azoto amoniacal (mg kg <sup>-1</sup> )	0,03 - 4,88
Azoto nítrico (mg kg <sup>-1</sup> )	119,5 – 265
Fósforo total (%)	1,21 - 2,15
Potássio total (%)	0,33 – 1,6*
Cálcio (%)	2,18 – 10,6*
Magnésio (%)	0,15 – 1,3*
Ferro (%)	0,7 - 2,2
Enxofre (%)	0,6*
Cobre (mg kg <sup>-1</sup> )	141 – 330
Zinco (mg kg <sup>-1</sup> )	327 – 1016
Manganês (mg kg <sup>-1</sup> )	102 – 212
Níquel (mg kg <sup>-1</sup> )	15 – 99
Crómio (mg kg <sup>-1</sup> )	15 – 175
Cádmio (mg kg <sup>-1</sup> )	1 – 4
Chumbo (mg kg <sup>-1</sup> )	306*

## 2.4. Recuperação dos teores de Nutrientes e Matéria Orgânica, após um fogo

A recuperação de áreas ardidas é feita naturalmente, principalmente em ecossistemas resilientes, como são os mediterrâneos, e após fogos de baixa intensidade. A necessidade de intervenção pós-fogo, deve ser equacionada tendo em conta a vulnerabilidade do ecossistema, ou seja a capacidade de regeneração *versus* o risco de degradação, e a severidade do fogo. Após esta avaliação, que se traduz em determinação de áreas prioritárias, devem ser tomadas medidas para uma remediação eficaz. No caso da recuperação dos solos, as técnicas efectuadas são o *mulching*, ou seja, a aplicação de resíduos orgânicos, como folhas, raminhos, ramos ao solo, e a aplicação de troncos, que vai diminuir o risco de erosão em encosta. O objectivo do “mulching”, é por um lado diminuir o risco de erosão, e por outro contribuir para o aumento da matéria orgânica do solo.

Como vimos anteriormente, a restauração do ciclo de N é um passo básico para a recuperação pós-fogo de solos no sistema solo-planta (Castro et al., 2006). Nesta última década, a adição de compostos orgânicos combinado com sementeiras surgiu como uma técnica promissora de reclamação de solos ardidos, particularmente

para evitar a erosão do solo devido ao seu efeito benéfico em populações microbianas.

Larchevêque e outros (2008) demonstraram a eficácia da recuperação das propriedades químicas do solo através da adição de composto de efluentes domésticos a solos queimados. Durante o primeiro mês, o composto fez aumentar o conteúdo em MO, N total e CTC significativamente após a aplicação de 40 kg m<sup>-2</sup>. Forneceu compostos húmicos ricos em locais de fixação de catiões, que levou a um aumento da capacidade de ligação e assim aumentou a fertilidade do solo. A progressiva diminuição da razão C/N é típico do processo de humificação e também contribui para o aumento da CTC. Em paralelo, a continua acumulação de N total na aplicação de 40 kg m<sup>-2</sup> sugere que a inicial imobilização do N ocorreu em ambas as aplicações (20 e 40 kg m<sup>-2</sup>) e foi predominante sobre a mineralização (a 40 kg m<sup>-2</sup>) e as perdas de N foram negligenciáveis.

Castro e outros (2007) investigaram a revegetação (com os géneros *Lolium* e *Pinus*) e a adição de estrume de aves na mitigação das diferenças existentes entre o solo não queimado e o queimado, observadas nos aminoácidos e no N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Embora estas técnicas de remediação tenham muito úteis para a diminuição da erosão e para a fixação dos nutrientes das cinzas, foram incapazes de reduzir a grande diferença que existe entre o solo queimado e não queimado noutras fracções de N (amidas, amino-açúcares, N hidrolisável, N orgânico hidrolisável e N não hidrolizável, que constituem mais de 80% do N orgânico). Os mesmos autores consideram que sem a introdução de microrganismos ou plantas fixadoras de N nos solos queimados a recuperação da composição do N orgânico natural é muito lenta.

#### **2.4.1. Desvantagens da aplicação de Resíduos Orgânicos ao solo**

A aplicação de resíduos orgânicos ao solo, não obstante das suas vantagens na fertilidade, pode ter consequências negativas dada a possível presença de Metais Pesados e contaminantes orgânicos, assim como a excessiva aplicação de compostos ricos em nutrientes (N e P) em alguns casos, passíveis de provocar contaminação subterrânea de lençóis freáticos, através da lixiviação de nitratos, ou eutrofização de águas superficiais, através de arrastamento superficial de solo.

Os resíduos do sector da produção animal são os responsáveis pela maior carga de nutrientes (N e P). Em muitos concelhos, as cargas de N são muito superiores ao estabelecido pela Directiva Europeia 91/676/CEE de 12 de Dezembro

de 1991, e transposta para a legislação nacional pelo Decreto-lei nº 235/97 de 3 de Setembro e alterado pelo Decreto-lei 68/99 de 11 de Março, onde é estabelecido que que cada exploração não deve aplicar estrumes com mais de  $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , muito evidente em certas culturas onde é habitual o espalhamento de efluentes no solo. Nomeadamente, as suiniculturas têm grandes impactos nas bacias hidrográficas das Lis, Ribeiras do Oeste, Tejo e Sado, representando uma grande fatia da poluição de MO e N (CBPA). Para além destes sectores de actividade económica, também outros sectores e a actividade humana, faz aumentar a carga poluente tanto em solos como nos recursos hídricos.

Os RSU apresentam um pH ligeiramente elevado (aproximadamente 8) devido à presença de compostos alcalinos. O aumento do pH do solo é especialmente importante em solos ácidos, muito recorrentes em Portugal, cerca de 80% dos solos nacionais (Baltazar, 2005). Este aumento no valor de pH vai no entanto favorecer a libertação de  $\text{NH}_4^+$ , com efeito acidificante e fitotóxico. As quantidades aplicadas são normalmente baixas, devido às elevadas concentrações de metais pesados e sais presentes nos compostos, no entanto. O teor de metais pesados dos RSU está normalmente dentro dos valores limite. Outro dos riscos associados à aplicação de RSU é a possível presença de poluentes orgânicos.

É assim evidente a necessidade de tratamento e valorização destes resíduos. O tratamento dos resíduos por processos aeróbios ou anaeróbios é fundamental previamente à aplicação de tais resíduos, uma vez que tem a capacidade de aumentar a estabilidade da MO, diminuindo a disponibilidade de Metais pesados e de sais. E ainda, a correcção da razão C/N dos resíduos, através da mistura de materiais com razões C/N mais elevadas (como resíduos verdes), que pode reduzir a mineralização do N, diminuindo as perdas por lixiviação, e facultando uma libertação gradual.

Apesar das vantagens, a aplicação dos chorumes ou outros resíduos deve ser cuidada. Para além de normalmente necessitarem de tratamentos para reduzir a carga poluente, patogénios e odores, a aplicação destes ao solo deve ter em conta a quantidade, época e técnicas de aplicação, assim como a sua adequação às características do solo, do clima e da vegetação ou cultura caso esta seja feita, de modo a evitar a contaminação de solos e de águas superficiais e subterrâneas.

## **CAPÍTULO 3 – MATERIAL E MÉTODOS; RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os capítulos Materiais e Métodos e Resultados e Discussão encontram-se no artigo que se segue “Use of Organic Residues to recover Nutrientes and Organic Matter Pools in burned soils”, no formato de submissão a Revista Científica, com o intuito de o submeter posteriormente à entrega desta dissertação.

Em Anexo, encontra-se o Quadro 6, que apresenta a estatística dos resultados obtidos, durante o trabalho experimental e descrito no artigo seguinte.

- 1** Regular paper.
- 2** 2009-11-06
- 3** Text pages: 16
- 4** Number of tables: 2
- 5** Number of figures: 7
- 6** Title: Use of Organic Residues to recover Nutrients and Organic Matter Pools in burned
- 7** soils
- 8**
- 9** Names of authors: Fernandes, R. C., Cordovil C.M.d.S.\* , de Varennes A.
- 10** Affiliations: Instituto Superior de Agronomia, TU Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017
- 11** Lisboa, Portugal
- 12** Full telephone, Fax No. and E-mail address of the corresponding author\*:
- 13** Tel: +351 213653424
- 14** Fax: +351 213653180
- 15** [cms@isa.utl.pt](mailto:cms@isa.utl.pt)
- 16**
- 17**

## **18 Use of Organic Residues to recover Nutrients and Organic Matter**

### **19 Pools in burned soils**

**20**

**21** Fernandes R.C., Cordovil C.M.d.S., de Varennes A.

**22**

**23** *Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon,*

**24** *Portugal. email: cms@isa.utl.pt*

**25**

### **26 Abstract**

**27** Forest fires are common episodes in Mediterranean countries and predicted climate

**28** changes may increase desertification processes in southern European countries. In soil,

**29** surface is the most affect by fire, mainly the first 5 cm. This layer is often constituted by

**30** organic residues and decomposed organic matter, which are the major reservoir of

**31** nutrients, among them nitrogen (N), an essential element for plants and organisms. In a

**32** short-term, nutrients released by organic matter combustion become more available, and

**33** therefore more prone to decreases in a long-term, considering that the replacement of

**34** these nutrients in soil is slow after fire. Depending on fire severity different organic

**35** matter pools are altered, the most thermolabile are lost even in low intensity fires, while

**36** the most humified, as humin, are lost at higher temperatures. Organic amendments may

**37** increase the nutrients content, as well as organic matter, which have positive effects on

**38** chemical and physical properties of soil and also on plant and microorganisms

**39** recolonization. In this study, the effects of fire on nutrient levels (N, P and K), organic

**40** matter pools (soil litter, fulvic and humic acids) and organic compounds (lipid, water-

**41** soluble compounds, primary cellulose and lignin) in natural burned and unburned soils



at different temperatures were investigated. Mineralization after the application of digested pig slurry (P) and municipal organic waste compost (C) to soils was followed for 60 days.

*Keywords:* Cellulose, forest fires, nitrogen, soil organic matter, humic compounds, lipids, lignin, phosphorus, potassium

## **1. Introduction**

Fire is one of the major causes of desertification and soil degradation in Mediterranean areas. Portugal is one of the most severely affected countries, with the greatest number of fires and burned area during the period 1990-2005, compared to the other four major affected countries (Spain, France, Italy and Greece) (EC, 2006; 2009). Although fire is an intrinsic factor in Mediterranean ecosystems and it is climate dependent, an increase in the next years may be expected, as increased temperatures and less precipitation in fire seasons is predicted, due to the latest climate change scenarios (Santos et al., 2001). The effect of fire on soil properties is not directly caused by the flames. Quantity and duration of heat transfer and soil thermal conductivity, variable according to soil conditions (humidity, organic matter, texture, etc), are the main responsible factors for the more or less physical, chemical and biological changes in soil after fire (Neary et al, 1999), namely in organic matter and nutrients contents. Low intensity fires are characterized by short duration and low temperatures, producing soil temperature to rise up to 100 °C at the surface of mineral soil, and up to 50 °C at 5 cm depth (Agee, 1973, cit by Neary et al, 1999). Very intense fires however, are associated to higher organic horizons and may reach 700 °C at the soil surface and 250 °C at only at 10 cm depth (Neary et al, 1999). However, a soil temperature of only forty degrees is enough to

initiate biological changes that may begin with plant and roots death caused by dehydration, and protein degradation. Microbial populations have different thermal resistances and most are killed between 50 and 120 °C. On the contrary, chemical and physical properties are more resistant to temperature alterations. Organic matter (OM) losses may occur at low temperatures, through the volatilization of volatile compounds which may occur between 100° and 180 °C or OM distillation at 200 to 315 °C (DeBanno et al, 1998). Under 200 °C, decomposition of resistant compounds as hemicelullose and lignin starts (Chandler et al, 1983, cit by González-Pérez et al, 2004). At 300 °C, decarboxylation and loss of Oxygen-containing functional groups (as phenols) occur in the Humic (HA) and Fulvic acids (FA) (Knoepp, 2005). Humin content increases, due to formation of aromatic compounds, once the more soluble fraction, the FA fraction, is transformed into insoluble acids like HA, and this last ones suffer dehydration and decarboxylation, becoming insoluble – Black Carbon – resembling the Humin fraction (González-Pérez et al, 2004, Tinoco et al, 2006, Hatten and Zabowski, 2009). Above 450 °C, all OM is loss. Amongst these compounds, the most temperature sensitive nutrient is Nitrogen (N), with a volatilization temperature of 200 °C. Other nutrients such as Phosphorus (P) or Potassium (K) have higher vaporization temperatures around 770°C, but it can reach 1240 °C for Calcium (Ca) for example. At temperatures over 450 °C, all the OM has been consumed and only mineral soil and ashes are left.

Nitrogen (N) cycle is one of the most important and known cycles in burned soils, besides Carbon (C), as N is crucial for plants and microorganisms nutrition, it is highly affected by fire and very mobile in the soil. During a fire event, the majority of the N in the soil can be lost to the atmosphere by volatilization as N<sub>2</sub>. Organic N can also be thermally transformed in ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) and nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), mostly the first one, and

severe fires may also cause loss of  $\text{NH}_4^+$  by volatilization. Fire influences microbial life, mainly by killing plant and microbial populations and after fire, microbial population may recover to pre-fire levels, and sometimes *Nitrosomas spp.* and *Nitrobacter spp.* may even increase above pre-fire levels. Moreover, these microorganisms benefit from vegetation removal, since plant cover would compete with them for  $\text{NH}_4^+$ , and from volatilization of allelopathic compounds, e.g. growth inhibitors (Klopatek and Klopatek, 1997, Rice, 1982, White, 1991, cit by Neary et al, 1999), powering their nitrification capacity.  $\text{NO}_3^-$  produced can be further denitrified or lost by leaching and run off.

Phosphorus (P) is one of the other essential nutrients for plants. Opposite to what happens to N, the higher P content is in mineral soils rather than in organic matter. Therefore, after fire the organic forms of P are released and may reside in ash, thus becoming more available to plants. This may be a positive result in the short-term, while at a larger period of time, weathering of minerals will not be enough to supply P to plants uptake (DeBano and Klopatek, 1987, cit by Neary et al, 1999). Other cations presents in soil, as K, have higher temperatures of volatilization, preventing their losses in the soil, even though it may occur in wildfires, and cations might be incorporated in ash. Fire is a complex cause of both nutrient losses and gains. Generally, while nutrients concentrations in soils can decrease after fire, their availability for plants and microorganisms may also increase. In fact, nutrient concentrations may increase due to the incorporation of burned plant and microbial biomass, but they can also be lost after fire by convection, mineralization, erosion, run off or leaching.

The objective of this work was to evaluate the effects of the application of organic residues to burned soil as a tool for soil restoration after fire events. Selected chemical properties and organic matter content were evaluated along the experiment.

## 2. Material and Methods

To evaluate the effect of the use of organic residues in the recovery of nitrogen and organic matter levels in burned soils, an aerobic incubation was performed with different soils and two different organic residues. A burned soil was collected from the A horizon (0-5cm) of a granite Litossoil in *Serra de Sintra*, near *Mula's* river dam (38° 45' 35.37'' N, 9° 25' 51.36'' W), 10 days after a natural fire in March 2008. *Serra de Sintra* is a protected natural park, the *Parque Natural Sintra-Cascais*. In the sampling area climate is sub-humid, and mesothermal (Thorntwaite climate classification) and vegetation cover, highly modified by human hands in the XVIII century, is now occupied mostly by *Pinus*, *Cupressus*, and *Eucaliptus globulus*, planted in the XX century, and some examples of *Quercus* (the original occupiers of the Sintra's forest). Burned soil was collected after removing the ash, dead leaves and branches at the surface of the soil, and collecting a number of samples representative of the hill enough to perform a composite sample, collected in randomized design. In a contiguous area, samples of soil were taken from an unburned location, after removing vegetation and roots cover. Each soil was sieved in a 2 mm mesh and mixed to obtain homogenized samples. Part of the unburned soil was treated thermally. Soil was placed in trays with 5cm depth, at three different temperatures (65, 105 and 250 °C for 12 h) in a furnace, to simulate soil heating. Soils were analysed for pH (H<sub>2</sub>O and KCl), phosphorus (P) and potassium (K) by Riehm extraction (Égner et al, 1960), total nitrogen (N) by Kjeldahl method and mineral N (N<sub>min</sub>) by segmented flow spectrophotometry after a 2M KCl extraction (Mulvaney, 1996), and organic matter by calcination in a muffle furnace at 450 °C for 4 h. Results obtained after these analyses are expressed in Table 1.

141 Batches of 300 g of each one of the different soils, burned (B), unburned (U) and treated  
142 at three different temperatures (65, 150, 250), were placed in plastic containers. Organic  
143 residues were mixed with soils, and aerobically incubated for approximately 60 days in  
144 the dark, under controlled room temperature ( $24 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ) and at 60% of the maximum  
145 water holding capacity of the soils, previously determined. The organic residues used  
146 were digested pig slurry, municipal solid waste compost and a mixture of both (8mL pig  
147 slurry/1g compost). The application rate of each one, was equivalent to 170 kg N/ha  
148 (ED 91/676/CEE). A control treatment of each soil without organic amendments was  
149 also included, and will be referred to as simple soil treatment. The number of batches  
150 prepared was enough to allow destructive sampling in 3 replicates, at each sampling  
151 time. During the incubation period, samples were taken for analysis at 0, 2, 7, 14, 21, 34  
152 and 60 days after setting date, and analysed for Nmin, P and K following the same  
153 procedures referred above.

154 At the last sampling date, two organic matter fractionations were performed. A modified  
155 method of weight loss on ignition (Ratnayake et al., 2007) and a proximate carbon  
156 fractions determination according to Ryan et al. (1990). In the former method, soil litter  
157 (LT), fulvic (FA) and humic (HA) fractions were determined sequentially, by weight  
158 loss after burning in a muffle furnace at 200, 300 and 500  $^{\circ}\text{C}$ , during 4 h, where weigh  
159 loss after each burning corresponded to the fractions referred above, respectively. In the  
160 latter, fats, oils and waxes (Lipids) determination was performed after a non polar  
161 extraction in ultra-sound device, sugars and water-soluble polyphenols (Sugars) were  
162 determined after a polar extraction, an acid extraction was used for primarily cellulose  
163 determination and Lignin was determined by ashing. The same organic matter  
164 fractionations were performed to soils without organic residues at the beginning of the  
165 experiment (Figure 1, Table 2).

Data was analysed statistically by a two-way ANOVA, using LSD test.

### 3. Results and Discussion

#### 3.1. Mineral Nitrogen content in soils

The maximum mineral N content was observed at day 34 for most control soils, followed by a decrease until the end of the incubation period. For B and 250 soils, another peak concentration was seen at days 7 and 14 respectively, probably as a result of the N released by dead microorganisms, due to high temperatures. In U and 105 soils the N<sub>min</sub> values were similar during all the incubation period (Figure 2).

As expected, the burned (B) soil had generally the greater values of N<sub>min</sub>, except on days 0 and 14, where no significant differences were detected by comparison with the 250°C-treated soil (250), probably due to N immobilization. 250 soil had generally smaller N<sub>min</sub> values than B soil, but greater values than the unburned (U), and the 65 and 105 °C-thermally treated soils. Burning probably destroyed a good part of the microorganisms in the soil, thus contributing to the greater mineral N content observed. While in the beginning of the incubation most of the N<sub>min</sub> was ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), the opposite was true in the middle of the experimental time, except for the 105 and 250 soil where no nitrification seem to have taken place (Figure 3). On the contrary, when burning is incomplete, at low temperatures or in rapid fires, the organic N is not completely lost and can be converted into NH<sub>4</sub><sup>+</sup> that remains in soil layers and can be oxidized to NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Neary et al, 1999), as *Nitrosomonas spp* only die at temperatures of 80-90°C, (Busse et al., 2005).

Pig slurry seems to have been the most efficient amendment, producing an overall increase of 104% in N<sub>min</sub> content, compared to soils without amendment, followed by the mixture, which increased the N<sub>min</sub> about 74%, while the compost only contributed

to a 6% increase in the Nmin level. In fact, composts have a more stable organic matter and thus a greater proportion of recalcitrant organic compounds than slurries. Burned soil responded well to the addition of pig slurry, but the maximum value of Nmin, on day 34, was similar to the value observed with the mixture of residues (Figure 2) treatment. During the incubation period, B soil with compost showed no significant differences to B soil where no organic residue was added, except on day 14, where the former was greater. For the U soil, Nmin content was much smaller compared to the B soil alone. The maximum value corresponded to pig slurry at 34 days of incubation ( $109 \text{ mg kg}^{-1}$ ). The  $65^{\circ}\text{C}$  treated soil (65) was the only treatment which responded better to the mixture of residues rather than pig slurry, although differences were significant only on days 21 and 34. Pig slurry and the mixture had positive effects in Nmin values in 105 soil (166 and 138% increase, respectively), although not always significantly different for all incubation days. The effects of the application of pig slurry and of mixture in 250 soil were very similar. They could only be distinguished statistically in the beginning of the experiment, at the 14<sup>th</sup> day, and at the end of the incubation period (Figure 2). The most important difference between the response of soils to amendments was the decline in Nmin that took place on day 21 (Figure 2). This was mostly apparent in burned soils and in soil 250, but also apparent in soils 65 and 105. In burned soil and in soil 65 this corresponded to the decline in  $\text{NH}_4^+$  and the increase in  $\text{NO}_3^-$ , while in soils 105 and 250 it corresponded to a fluctuation in ammonium levels, that suggest immobilization and subsequent release of  $\text{NH}_4^+$  (Figure 3).

### 3.2. Phosphorus and Potassium Content in different soils

216 Observing P and K contents, differences between soils are very tenuous. At the  
217 beginning of the incubation period, there were significant differences on P content  
218 between 250 soil, the higher value, and the U soil (Figure 4). After 60 days, U soil was  
219 the only soil which increased its P content, although not significantly, becoming the  
220 higher value, significantly different from the lower value in B soil (Figure 4). For K  
221 content, 250 soil was also higher, when compared to B, U and 105 soils (Figure 5).  
222 After 60 days, K content decreased in the 250 soil; all soils K content became very  
223 similar.

224 There were no significant effects of organic residues application on P content of U soil  
225 (Figure 4). At the beginning of the incubation period, there were no significant  
226 differences on 65 and 105 soils. At the end of the incubation period, pig slurry increased  
227 the P content compared to the soil without organic residues application, and also to  
228 compost application, in both 65 and 105 soils. In this last soil, pig slurry value was also  
229 higher than mixture. In fact, pig slurry is a residue rich in P, due to its incorporation in  
230 swine nutrition, also after 60 days the mineralization of the organic residues may release  
231 P into the soil. In B soil, compost was clearly more efficient than the other organic  
232 residues, although not significantly different, was in fact higher than plain soil. After  
233 60 days, the effect of compost was more approximated to other residues, and much  
234 higher than plain soil. Finally, in the 250 soil, the effect of compost was significantly  
235 lower than plain and mixture applications, at the beginning of the incubation, and at the  
236 end the P values in soils with or without residues applications were similar.

237 In the beginning of the incubation period, U, 105 and 250 soils were not affected in  
238 terms of K content, by residues application (Figure 5). The B soil with mixture had the  
239 higher value, although it was only significantly different from plain soil. The 65 soil  
240 without residues application wasn't significantly different from the higher value of K



obtained with mixture application and from the next value obtain with pig slurry application. Compost and pig slurry residues produced the lower values, not significantly different between them. At the end of the incubation, the K content of B soil was similar to all amendments. For 105 and 250 soils with pig slurry application were significant higher than with mixture application, and were not significantly different from plain and with compost application soils. In contrast, for U and 65 soils with pig slurry application had the lower values. For U soil, the other applications were similar, and for 65 soil, compost application produced the higher K value, significantly different from plain soil. Also, plain soil is significantly higher than pig slurry application.

### **3.3. Organic matter content**

In the naturally burned soil (B) the organic matter content was higher than in the other soils, and this was translated by the content in the Litter Fraction (LT), Fulvic Acids (FA) and Humic Acids (HA) Fractions (Figure 6). This may have occurred due to the incorporation of organic residues, as dead plants and decomposed burned litter, after fire (Chandler et al, 1983, cit by González-Pérez et al, 2004). The FA fraction had the greater difference between the burned and the other soils, in average 5 % higher. LT fraction in B soil was, 1.7 % greater and Ha fraction only 1.3 %. Shindo and Urabe (1993, cit by Fernandez et al., 2001), and confirmed by Fernandez et al. (2001), stated that the effects on thermal humification depends on temperature and also on the initial composition of the OM.

The U soil was heated at different temperatures (65, 105 and 250 °C), and this process allowed us to have a larger understanding over the effect of temperature in OM fractions. In the 250 soil, a decrease in LT and FA fractions was observed both at the beginning and at the end of the incubation, while the HA fraction did not reveal

significant differences (Figure 6). Almendros et al. (1990, cit by Fernandez et al., 2001) and Knicker et al. (2005), found differences in solubility of FA and HA, and increases in aromaticity, in soils heated at 350 °C. After this, we could say that the maximum temperature applied at laboratory heating (250 °C) was sufficient to decrease the most thermolabile fractions (Litter and Fulvic Acids), but not enough to decrease the HA, which is more heat resistant. In order to reach deeper effects on more resistant fraction, the temperature of heating should be higher, reaching 350 °C, as proposed by Fernandez et al. (2001), where 95 % of the FA and HA fractions disappeared, and almost all OM remaining was composed by the most resistant fraction, Humin.

For B soil, the effect of residues varied according to the OM fraction in question. In the litter fraction, the application of organic residues had positive effects, increasing this fraction content, more significantly in the pig slurry treatment at the beginning and at the end of the incubation period, and in the compost only at the beginning. The FA fraction was significantly higher when compost was added to the soils rather than with other residues, at the end of the incubation period, although it wasn't significantly different from the simple soil without amendments. The HA fraction was clearly lower in treatments with mixture than with compost at the beginning, and simple soil at the end of the incubation (Figure 6).

Litter fraction significantly increased with mixture application compared to simple soil treated at 105°C at day 0. For FA fraction after 60 days, there was a significant increase with compost use, when compared to plain, in the 105°C soil. In the other soils, no differences were observed, in all fractions (Figure 6).

#### **3.4. Proximate Carbon Fraction analysis**

291 In soils where no residues were added, the following results were found. For B soil, at  
292 the beginning of the incubation, the lipid and water-soluble compounds, further referred  
293 as sugar fraction, were in a smaller percentage ( $< 1.3\%$ ) comparing to other fractions,  
294 primary cellulose and lignin ( $> 8\%$ ). The same phenomenon occurred in the other soils,  
295 although the values were lower to the ones of B soil (Figure 7). Greater values in burned  
296 soils may be explained by the incorporation of dead residues of plants and microbial  
297 biomass, during fire, as confirmed by Almendros et al., (1988), DeBano et al., (1970,  
298 1976, cit by González-Pérez et al., 2004) and Knicker et al. (2005).

299 Except for B and 105 soils, there was a significant increase in lipid fraction after 2  
300 months of incubation. In the beginning of the incubation, lipids content increased  
301 slightly with temperature increase, except for higher temperature ( $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), which was  
302 not significantly different from the Unburned soil. After 60 days, temperature treatment  
303 increased the level of lipids in the  $65\text{ }^{\circ}\text{C}$  treated soil, similar to B soil. The sugar  
304 fractions content of B and 250 soils were similar, revealing an increase of sugar fraction  
305 with temperature treatment at  $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ , in the beginning of the incubation (Figure 7).

306 After 60 days, significant differences were seen in 250 and 65 treated soils sugar  
307 fractions, which decreased significantly. 250 soil cellulose value was significantly lower  
308 than the others, showing thermal decomposition of cellulose, due to temperature  
309 treatment before incubation, and related also with sugar increase in the same soil.

310 Cellulose values in the beginning and end of the incubation were similar for all soils,  
311 except for B soil, which decreased after 60 days. Incubation period had no significant  
312 differences in the lignin fraction, although values of B soil were higher than others  
313 (Figure 7).

314 Similar results were found by Fernandez et al (2001), using two different soils. Using  
315  $220\text{ }^{\circ}\text{C}$  as burning temperature, they found evident losses of holocellulose. Boon et al

(1994, cit by Knicker et al, 2005) also found woody pyrolysis products rich in anhydrosugars, furans and benzofurans, originated after cellulose and hemicelluloses thermal decomposition. In the same study, lipid fraction increased in one of the soils, and decreased in the other, showing different thermal stability of the lipids in these soils. Almendros et al. 1988, (cit by Fernández et al, 2001) confirmed the idea of different thermal stability of lipids, proposing that lipids associated to HA were more stable.

At the end of the incubation, the following results were obtained for the fractionation of carbon compounds. In B soil, there were no significant differences between soil with and without organic amendments, although pig slurry increased the cellulose content in absolute values (Figure 7). In the U soil, the compost produced a decrease in the lipids content, and compost and mixture also increased sugar fraction, while pig slurry increased slightly the cellulose content. In the 65 soil, organic residues application produced significant decreases in lipids fractions and significant increases in sugar fraction content. Values of lipids in simple soil, compost and mixture amendments in 105 soil were not significantly different among them, although compost was significantly higher than pig slurry applications. Sugar and cellulose content were similar, while lignin values in 105 simple soil, compost and pig slurry application were identical between them, mixture being the lower value. Application of mixture to the 250 soil, produced decreases in lipid fraction content compared to other residues applications and to control. For the sugar fraction, all residues application had positive effects comparing to plain soil, mostly mixture. Cellulose content did not suffer alteration when residues were applied, and lignin increased with pig slurry application, and was reduced beneath control level with compost application (Figure 7). This was opposite to the fact that compost has a higher content of recalcitrant compounds.

341

#### 342 4. Conclusions

343 Organic residues, originated from domestic and agricultural activities, contributed to  
344 increase levels of inorganic nitrogen in a forest soil affected by fire. In this soil as in  
345 control unburned soil, and in soil burned at 65 °C nitrification took place. In contrast,  
346 fire simulations in laboratory conditions at 105 and 250 °C did not allow nitrification to  
347 take place, suggesting that the population of nitrifying bacteria was completely  
348 destroyed by the thermal treatment. Under natural conditions, however, a re-  
349 colonization of microbial populations would likely have taken place. Effects of  
350 burning on P and K contents aren't conclusive, and differences are very small.  
351 Application of pig slurry contributed to the increase of P after mineralization of the  
352 residues, although not significantly when compared to the other residues. Compost was  
353 more efficient in releasing K than pig slurry in burned and unburned soils.  
354 Burned soil had higher contents of all the organic matter pools, probably due to the  
355 incorporation of dead biomass during fire. Increased burning temperature was only  
356 enough to alter the more thermolabile fractions (Litter and FA). The pig slurry  
357 application seemed to increase the litter fraction of burned soil, while compost increased  
358 a more resistant fraction, the FA fraction, in 105 soil. There were no significant  
359 differences in other combinations soil-residue.  
360 Laboratory burning of the natural soil increased lipid and sugar fractions and decreased  
361 the cellulose fraction, while lignin remained stable. In B and U soil pig slurry increased  
362 the cellulose content, while compost increase lipid and sugar fraction, in the U soil.  
363  
364 Acknowledgements

Authors thank the FCT for funding and Mrs Paula Silva and Mrs Isabel Carvalho for technical assistance.

## References

- Busse M. D., DeBano L. F., 2005. Wildfire in Ecosystems – Effects of Fire on Soil and Water – Cap 4, Soil Biology, USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-42- Vol. 4
- DeBano L.F., Neary D.G., Folliott P.F., 1998. *Fire Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.
- EC, European Commission, 2006. Forest Fires in Europe 2005. Report 6 EUR 22312 EN
- EC, European Commission, 2009. Forest Fires in Europe 2008. Report 9 EUR 23971 EN
- Égner H., Riehm H., Domingo W.R., 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalysen als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler*, Stockholm, v.26, 199-215.
- European Directive n.º 91/676/CEE, 12th December, 1991
- Fernandez I., Cabaneiro A., Carballas T., 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests. *Geoderma* 104: 281-298.
- González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H., 2004. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment International* 30: 855-870.
- Hatten J. A., Zabowski D., 2009. Changes in Soil Organic Matter Pools and Carbon Mineralization as Influenced by Fire Severity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:262-273.
- Knicker H., González-Vila F. J., Polvillo O., González J.A., Almendros G., 2005. Fire-induced transformations of C- and N- forms in different organic soil fractions from a

- 389** Dystric Cambisol under Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). Soil Biology &  
**390** Biochemistry 37: 701-718.
- 391** Knoepp J.D., DeBano L.F., Neary D. G., 2005. Wildfire in Ecosystems – Effects of  
**392** Fire on Soil and Water – Cap 3, Soil Chemistry, USDA Forest Service Service General  
**393** Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4.
- 394** Mulvaney, R.L. 1996. Chemical Methods; Methods of Soil Analysis. 3<sup>a</sup> ed. Part 3.  
**395** SSSA, Pág. 1123-1184.
- 396** Neary D. G., Klopatek, C.C., DeBano L.F., Ffolliot P.F., 1999. Fire effects on  
**397** belowground sustainability: a review and synthesis. Forest Ecology and Management  
**398** 122: 51-71.
- 399** Ratnayake R.R., Seneviratne G., Kulasooriya S.A., 2007. A modified method of weight  
**400** loss on ignition to evaluate soil organic matter fractions. International Journal of Soil  
**401** Science 2 (1): 69-73.
- 402** Ryan M.G., Melillo J.M., Ricca A., 1990. A comparison of methods for determining  
**403** proximate carbon fractions of forest litter. Can. J. For. Res. 20: 166-171.
- 404** Santos F.D., Forbes K, Moita R., 2001. Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts  
**405** and Adaptation measures – SIAM. Executive Summary and conclusions, Gradiva,  
**406** Lisbon.
- 407** Tinoco P., Almendros G., Sanz J., González-Vásquez R., González-Vila F.J., 2006.  
**408** Molecular descriptors of the effect of fire on soil under pine forest in two continental  
**409** Mediterranean soils. Organic Geochemistry 37: 1995-2018.

**410** Table 1 – Chemical characterization of soils under study

Soils	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	P (mg.kg <sup>-1</sup> )	K (mg.kg <sup>-1</sup> )	N Kjeld (g.kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.kg <sup>-1</sup> )	M.O. (g.100g <sup>-1</sup> )	C/N
Burned	6.78	5.83	1.017	0.882	7.74	78.26	4.64	15.48	26.56
Unburned	5.97	4.20	1.000	0.954	2.57	13.96	3.21	5.14	35.51
65	5.34	4.30	1.131	1.041	3.31	14.59	1.86	6.61	28.83
105	5.06	4.13	1.046	0.958	3.0	21.40	2.52	6.00	37.81
250	5.49	4.71	1.181	1.211	1.70	69.99	0.00	3.40	16.56

**411**



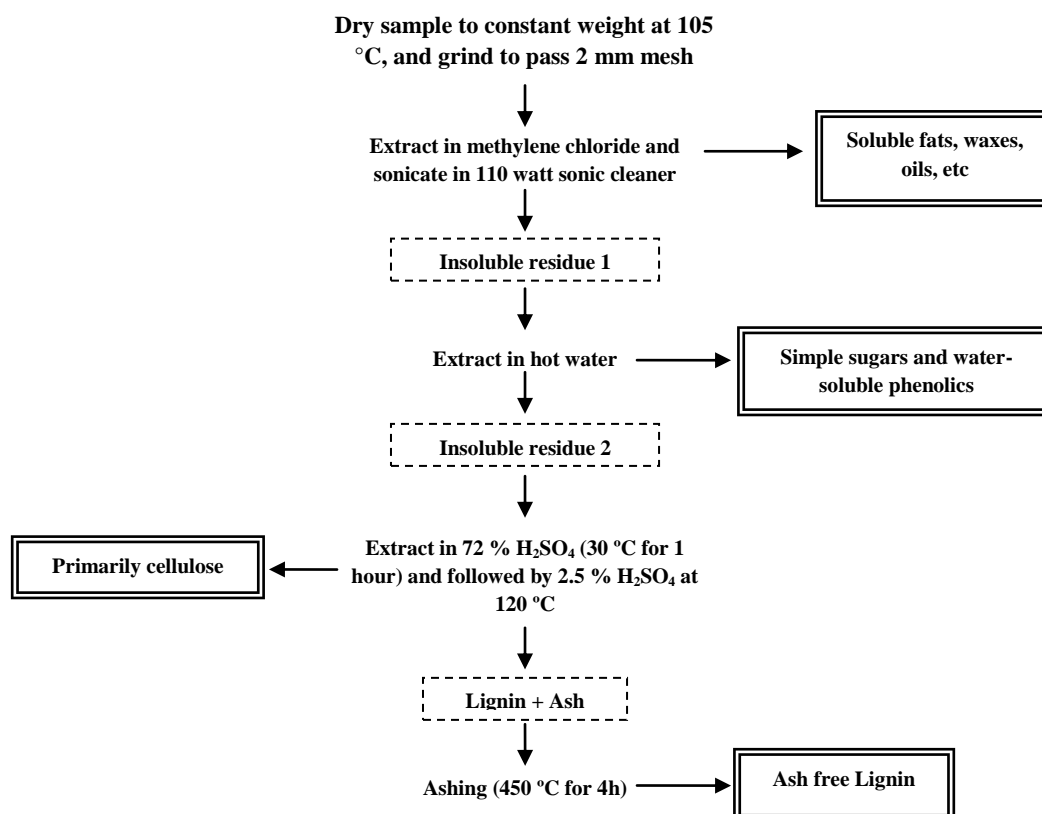
**412** Table 2 – Proximate Carbon analysis of soils and residues

Proximate Carbon Analysis		Lipids (%)	Water sol. comp (%)	Cellulose (%)	Lignin (%)
Residue	Compost	2.25	10.10	31.33	29.96
	Pig slurry	5.83	14.56	44.97	26.75
	Mixture	6.23	11.08	37.50	29.38
Soil (0 days)	Burned	1.24	1.20	10.28	8.66
	Unburned	0.13	0.32	6.97	3.33
	65°C	0.42	0.57	7.50	2.68
	105°C	0.52	0.54	7.95	2.00
	250°C	0.34	1.56	5.16	2.96

**413**

**414**

415 Figure 1 – Proximate Carbon Fraction, schematic diagram of the method (Adapted from  
416 Ryan et al, 1990)



417

418

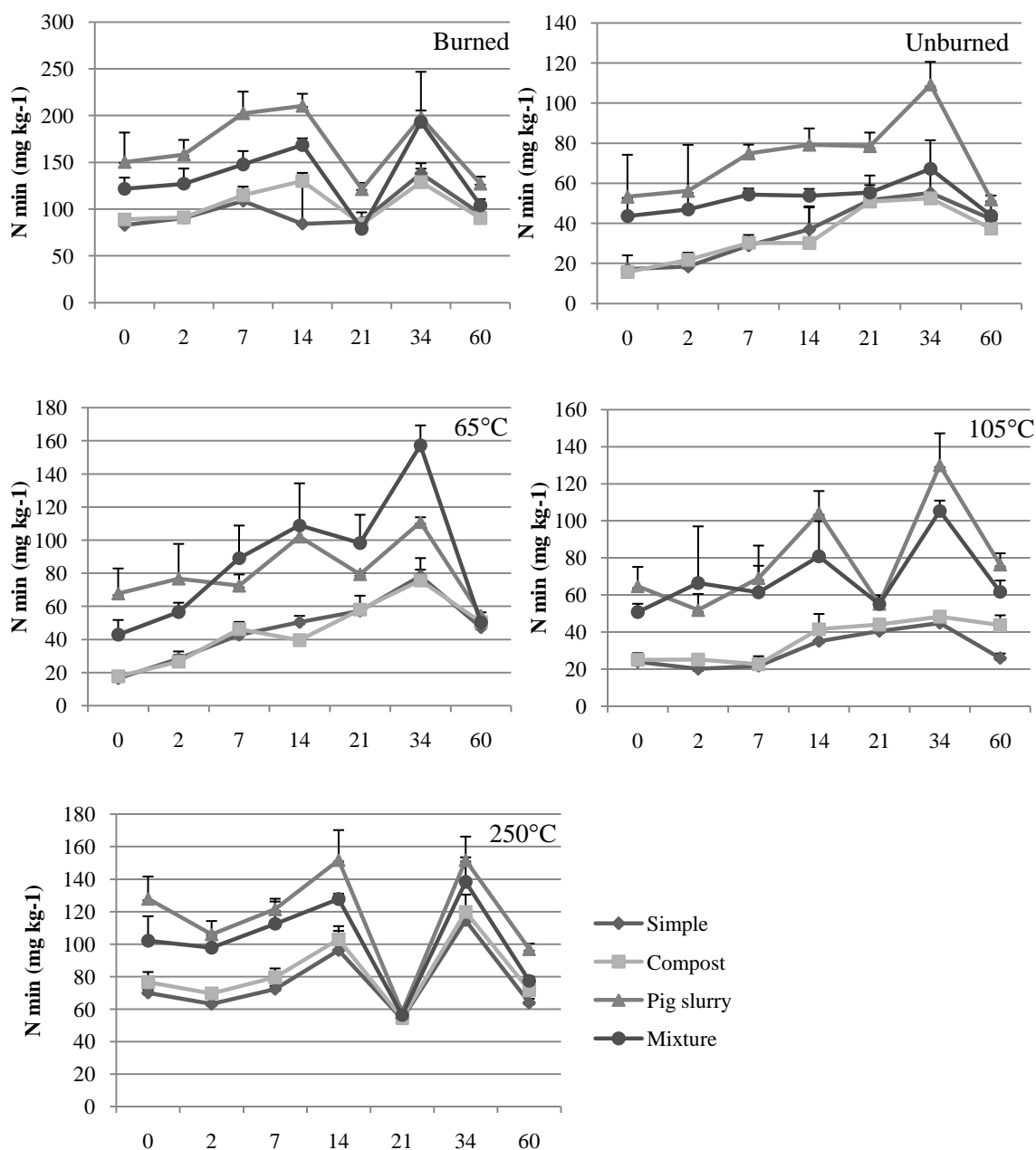


Figure 2 – Total Mineral Nitrogen in different soils with different organic amendments  
(mg kg<sup>-1</sup>)

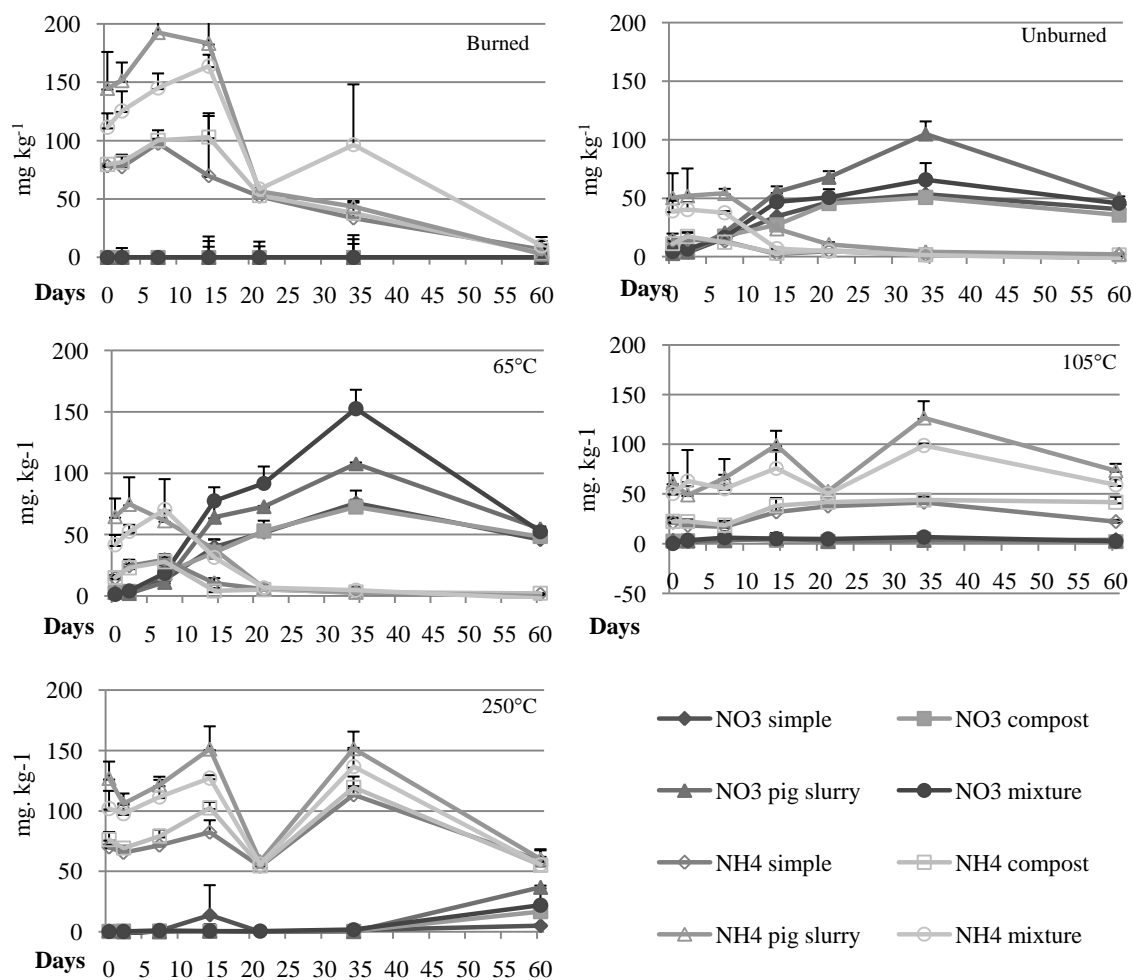
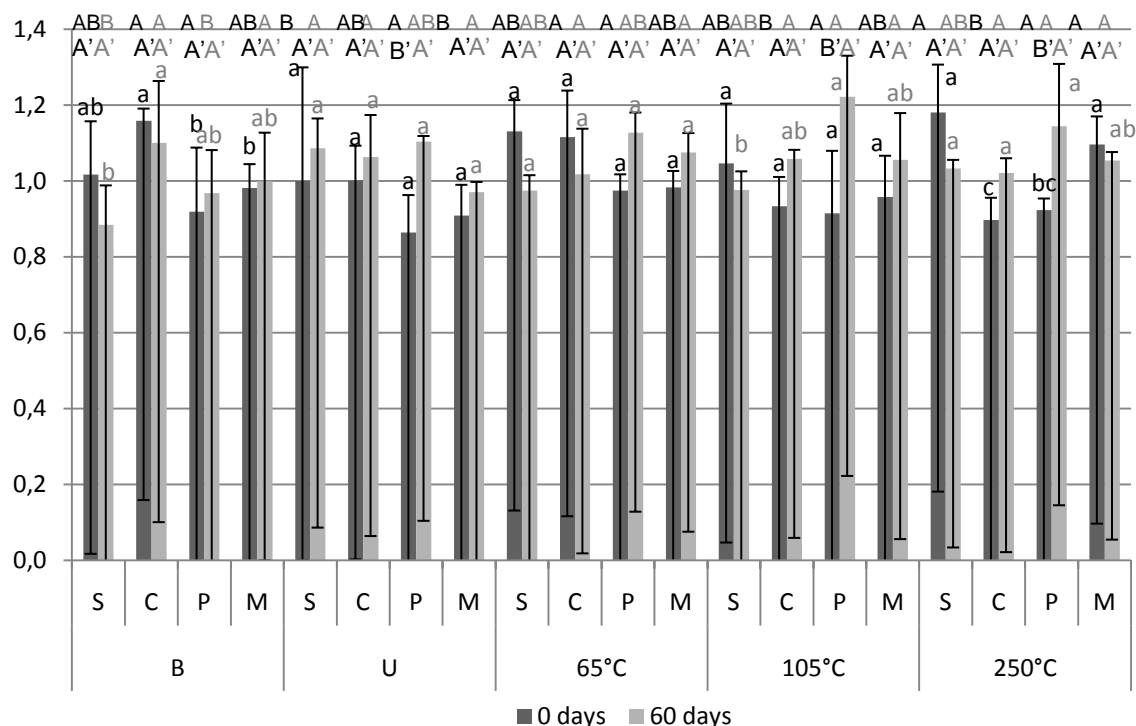


Figure 3 – Nitric and Ammonium Nitrogen in different soils with different organic  
amendments (mg kg<sup>-1</sup>)

P (mg.kg<sup>-1</sup>)



429

430 Figure 4 – Phosphorus (P) content in different soil (B- burned; U – unburned) with

431 organic residues applications (mg kg<sup>-1</sup>) at the beginning and end of the experiment. S –

432 simple, C – compost, P – pig slurry, M – Mixture

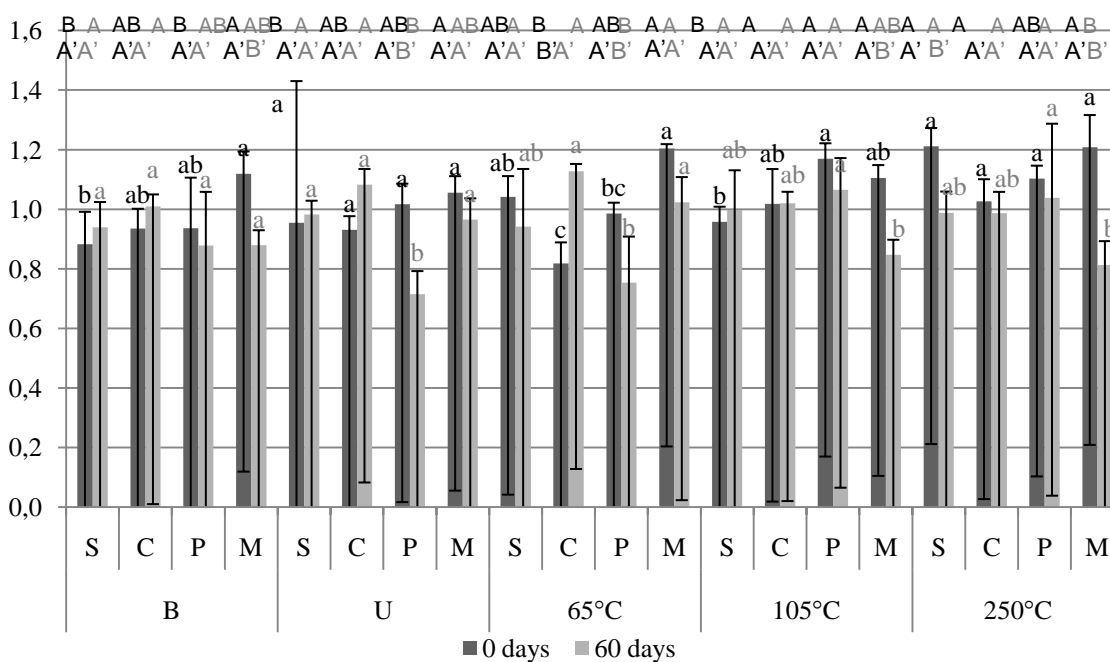
433 a (0 days), a (60 days) – Comparing the same soil with different organic residues application

434 A (0 days); A (60 days) – Comparing different soils with the same organic residue application

435 A' (0 days); A' (60 days) – Comparing the same soil with the same organic residue application at the

436 beginning and end of the incubation time.

K (mg.kg<sup>-1</sup>)



437

438 Figure 5 – Potassium (K) content in different soil (B- burned; U – unburned) with  
 439 organic residues applications (mg kg<sup>-1</sup>) at the beginning and end of the experiment. S –  
 440 simple, C – compost, P – pig slurry, M – Mixture  
 441 a (0 days), a (60 days) – Comparing the same soil with different organic residues application  
 442 A (0 days); A (60 days) – Comparing different soils with the same organic residue application  
 443 A' (0 days); A' (60 days) – Comparing the same soil with the same organic residue application at the  
 444 beginning and end of the incubation time.

445

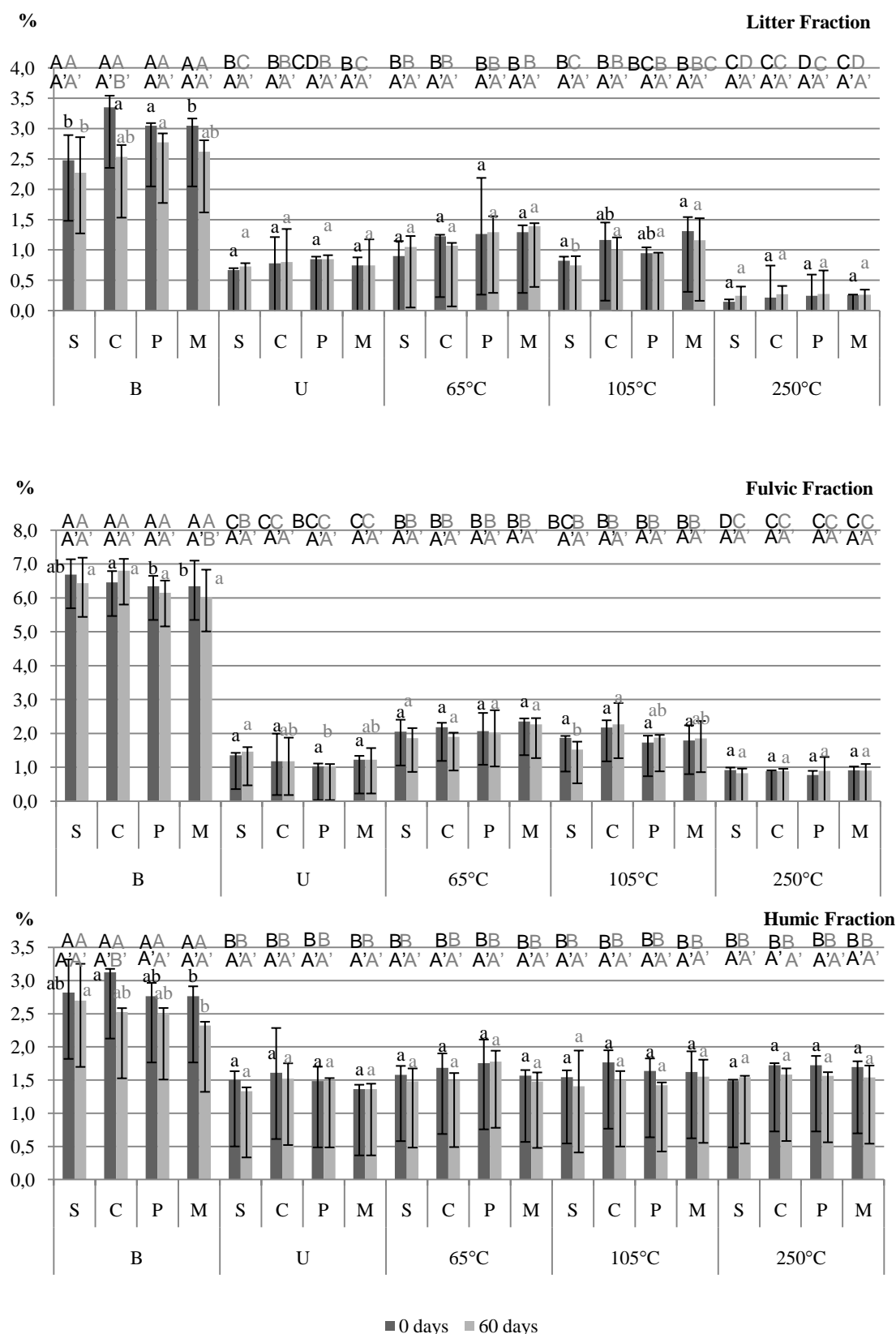
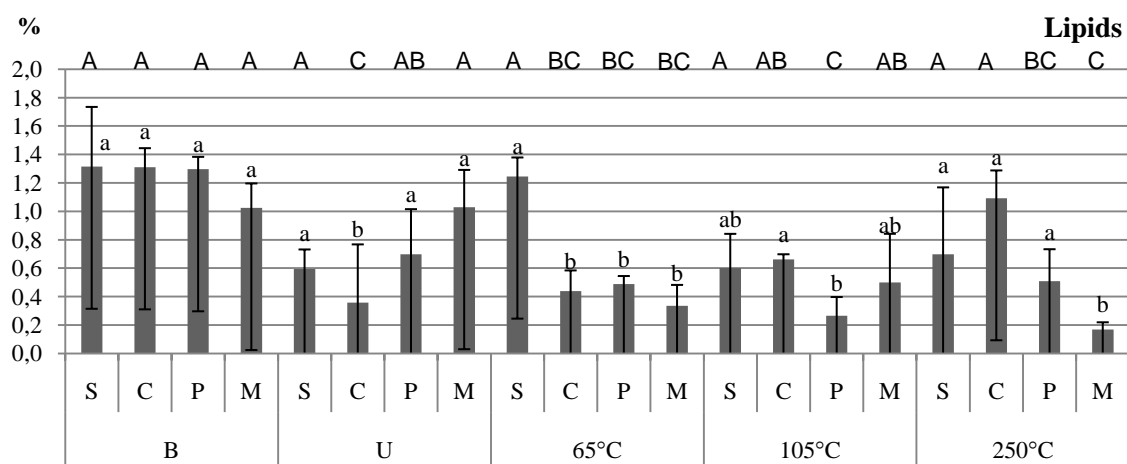


Figure 6 – Litter, Fulvic Acids and Humic Acids content in different soil with organic residues application S – plain, C – compost, P – pig slurry, M - mixture  
a (0 days), a (60 days) – Comparing the same soil with different organic residues application

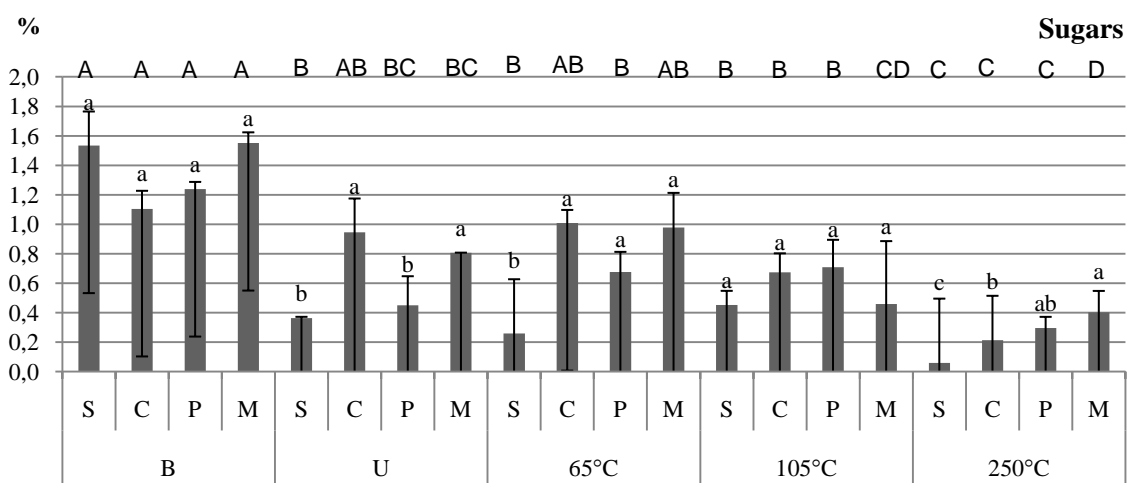
- 465** A (0 days); A (60 days) – Comparing different soils with the same organic residue application
- 466** A' (0 days); A' (60 days) – Comparing the same soil with the same organic residue application at the
- 467** beginning and end of the incubation time.



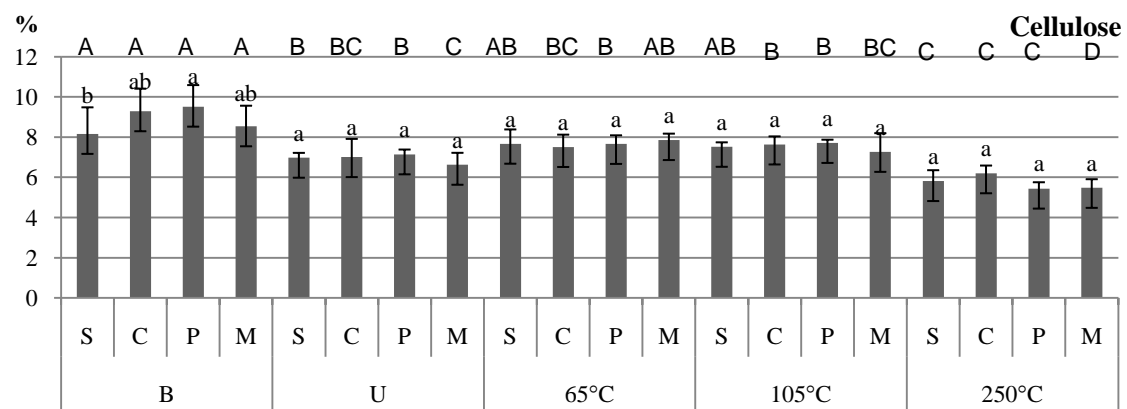
468

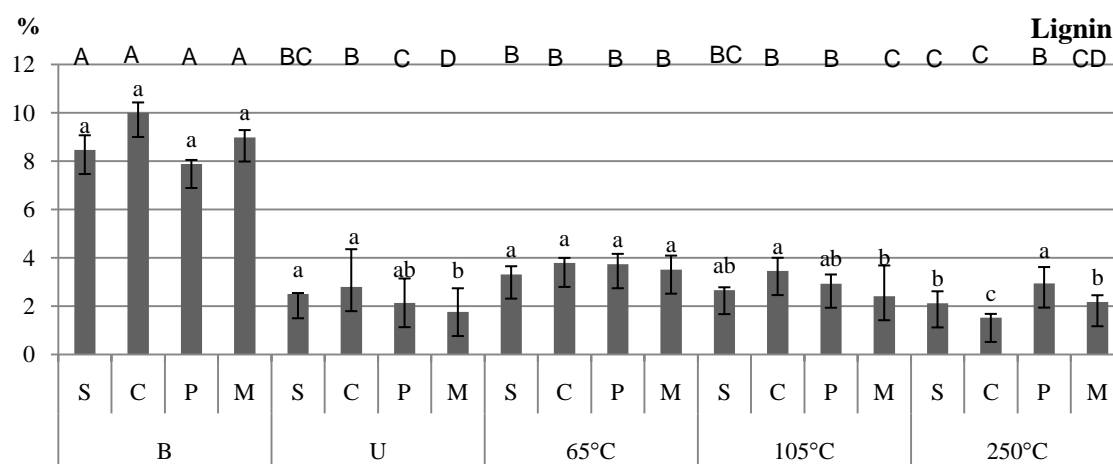


469



470





471

472 Figure 7 – Proximate Carbon Fraction in different soils with organic residues

473 application after 60 days. S – simple, C – compost, P – pig slurry, M – Mixture

474 a (60 days) – Comparing the same soil with different organic residues application

475 A (60 days) – Comparing different soils with the same organic residue application

## CAPÍTULO 4 – CONCLUSÃO

As principais conclusões que sobressaem do trabalho experimental realizado no âmbito da elaboração desta dissertação, para a obtenção do grau de Mestre, são:

- As perdas de alguns nutrientes, como o azoto, durante um fogo são mitigadas pela incorporação de matéria orgânica queimada, que contribui para a disponibilização de teores mais elevados destes nutrientes em formas minerais.
- As temperaturas atingidas durante o incêndio não foram muito elevadas e as condições que se seguiram ao incêndio, permitiram uma rápida recolonização do solo por microrganismos, nomeadamente populações nitrificantes.
- Pelo contrário, os tratamentos térmicos em laboratório a temperaturas mais elevadas (105 e 250 °C) provocaram a morte à população nitrificante, não tendo ocorrido nitrificação do amoníaco nestes solos, durante o período de incubação.
- A aplicação de chorume contribuiu de forma mais evidente, para o aumento do teor em N mineral, seguido pela mistura de chorume e resíduos sólidos urbanos (RSU). A contribuição do RSU foi muito ligeira, evidenciando baixos teores de azoto mineral na sua constituição, ao contrário da do chorume.
- O tratamento térmico do solo a 250 °C provocou diminuições nos teores das fracções detritos vegetais e ácidos fúlvicos da MO (mais termolábeis), não sendo esta temperatura suficiente para provocar alterações em fracções mais resistentes, como os ácidos húmicos.
- O RSU parece contribuir de forma mais intensa para o aumento das fracções mais resistentes, provavelmente devido ao efeito da compostagem no aumento do teor de substâncias húmicas, enquanto que o chorume digerido sofre degradação da MO, o que terá contribuído para um maior aumento da fracção de detritos.

- O teor de açúcares no solos queimado (B) e 250°C são semelhantes, no início da incubação, revelando um aumento significativo no solo tratado termicamente, em comparação o que lhe deu origem. O efeito da temperatura no teor de celulose do solo a 250°C parece estar relacionado com a degradação térmica desta, e associada ao aumento do teor de açúcares.
- Os efeitos da aplicação de resíduos orgânicos tiveram poucas diferenças significativas. No solo queimado, o chorume terá aumentado significativamente o teor de celulose primária, em relação ao controlo, mas não em relação ao RSU.
- No solo não queimado (U), o composto terá diminuído o teor de lípidos enquanto provocou também um aumento do teor de açúcares, assim como a mistura, para este último. Nos solos 65°C e 250°C, a aplicação de resíduos contribuiu para o aumento do teor de açúcares.

## **CAPÍTULO 5 – SUGESTÕES DE MELHORAMENTO DE METODOLOGIA**

A avaliação dos efeitos do Fogo sobre o ecossistema é um procedimento extremamente difícil, mais ainda quando se pretende avaliar o efeito da remediação através da aplicação de resíduos orgânicos.

Idealmente, um estudo comparativo do antes e do depois deveria ser realizado com amostras do mesmo local, o que não aconteceu no local apresentado neste estudo, uma vez que a amostragem foi realizada após o fogo ter ocorrido. Embora a amostragem tenha ocorrido em zonas contíguas, existem sempre diferenças na composição química dos solos, o que torna a comparação menos exacta. A realização de fogos controlados, com amostragem anterior e posterior ao ateamento, permite que o solo tenha a mesma composição química inicial. No entanto, mantém-se a questão da incorporação no solo de biomassa vegetal e microbiana morta após o fogo, mesmo que retirando a camada superficial de cinza anteriormente à realização da amostragem.

Com equipamentos adequados, é também possível medir as temperaturas atingidas durante o fogo em vários locais e a diferentes profundidades, tornando os ensaios laboratoriais de queima de solo desnecessários.

O mesmo trabalho deverá ser realizado com diferentes tipos de solo, uma vez que o comportamento do fogo e a reacção do solo são diferentes, consoante as propriedades deste.

O fogo, como já foi dito em capítulos anteriores, tem efeitos em diferentes propriedades do solo, tanto físicas, químicas como biológicas, e que de certa maneira não podem ser dissociadas umas das outras já que se influenciam mutuamente. Assim, propõe-se que em futuros trabalhos sejam relacionados os efeitos nas diferentes propriedades, não só químicas mas físicas e biológicas. Como exemplo desta interacção pode apresentar-se o efeito que a queima da MO produz na concentração de nutrientes, na agregação e porosidade do solo e consequentemente na lixiviação das formas disponíveis dos nutrientes.

Relativamente à aplicação de resíduos de origem doméstica e agro-pecuária, devem ter-se em atenção as contaminações por metais pesados e micropoluentes e ainda os efeitos fitotóxicos produzidos por estes compostos, nomeadamente na

germinação, e que possam por em causa a recobertura vegetal da superfície do solo. Relativamente a este último ponto, devem fazer-se também ensaios com sementes, que permitam verificar a contribuição da aplicação de resíduos não só nas propriedades do solo, mas também na produtividade vegetal.

A estabilidade dos compostos introduzidos requer uma monitorização do solo a longo prazo, havendo a necessidade de alargar o período de incubação e de análises dos solos.

## Referências Bibliográficas

Autoridade Florestal Nacional, 2009. *Relatório Provisório de Incêndios Florestais*, Lisboa. [www.anf.min-agricultura.pt](http://www.anf.min-agricultura.pt)

Baltazar, Marta, 2005. *A aplicação de Resíduos Sólidos Urbanos e Lamas Celulósicas em plantações de Eucalyptus globulus Labill.* Relatório de Trabalho de Fim de Curso em Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

Busse M. D., DeBano L. F., 2005. *Wildfire in Ecosystems – Effects of Fire on Soil and Water* – Cap 4, Soil Biology, USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-42- vol. 4.

Castro A.; González-Prieto S.J.; Carballas T.; 2007. *Effects of two soil reclamation techniques on the distribution of the organic N compounds in a <sup>15</sup>N labeled burnt soil.* European Journal of Soil Sci. 58: Pág. 83-91.

Choromanska U., DeLuca T.H.; 2002; *Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation post-fire effects* 2002; Soil Biology & Biochemistry 34; Pág. 263-271.

*Código de Boas Práticas Agrícolas – Para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola*, 1997, Ministério de Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Lisboa

Comissão Europeia, 2006. *Fogos Florestais na Europa 2005*. Report 6 EUR 22312 EN

Comissão Europeia , 2009. *Fogos Florestais na Europa 2008*. Report 9 EUR 23971 EN

Cordovil, C. M. d. S., 2004. *Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Instituto do Ambiente, Alfragide.

Cordovil C. M. d. S., Coutinho J., Gross M., Cabral F., 2005. *Potentially mineralizable nitrogen from organic materials applied to a sandy soil: fitting the one-pool exponential model.* Soil Use and Management 21; Pág. 65-72.

DeBano L.F., Neary D.G., Folliott P.F., 1998. *Fire Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons, Nova Iorque.

DeLuca T. H., Zouhar K.L., 2000. *Effects of selection harvest and prescribed fire on the soil nitrogen status of ponderosa pine forests*. Forest Ecology and Management 138: Pág. 263-271

Decreto-lei nº 235/97 de 3 de Setembro

Directiva Europeia nº 91/676/CEE, de 12 de Dezembro, 1991

Driscoll, K.G.; Arocena, J.M.; Massicotte, H.B.; 1999; *Post-fire soil nitrogen content and vegetation composition in sub-boreal Spruce forests in British Columbia's Central Interior*, Canada. Forest Ecology and Management 121; Pág. 227-237.

Duguy B., Rovina P., Vallejo R., 2007. *Land-use history and fire effects on soil fertility in Eastern Spain*. European Journal of Soil Sci. 58; Pág. 83-91.

Égner H., Riehm H., Domingo W.R., 1960. *Untersuchungen über die chemische Bodenanalysen als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionmethoden zur Phosphor und Kaliumbestimmung*. Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler, Stockholm, v.26, 199-215.

*Estratégia Nacional para os Efluentes Agro-pecuários e Agro-industriais* – Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Desenvolvimento Regional e Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas

Fernandes R. C., Cordovil C. M. d. S., Varennes A. de, 2009. *Utilização de resíduos orgânicos para a recuperação de teores de azoto em solos após fogo florestal*. EACS'09, Universidade do Algarve, Faro.

Fernandes R. C., Pinto R. M., Cordovil C. M. d. S., Varennes A. de, Alves T. F., 2009. *Organic residues utilization for nitrogen levels recovery in soil after forest fires*. Conferência ORBIT 09, Pequim, China



Fernandez I., Cabaneiro A., Carballas T., 2001. *Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forests*. Geoderma 104, Pág. 281-298

Gonçalves, Manuel Souteiro 2005. *Gestão de Resíduos Orgânicos*. 1ª ed. SPI (Sociedade Portuguesa de Inovação) Porto.

González-Pérez J. A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H., 2004. *The effect of fire on soil organic matter – a review*. Environment International 30: 855-870

González- Pelayo O., Andreu V., Campo J., Gimeno-García E., Rubio J.L.; 2006. *Hydrological properties of a Mediterranean soil burned with different fire intensities*. Pág. 186-193. Catena 68

González O., Andreu V., Campo J., Gimeno-García E., Rubio J.L.; 2006, *Effect of repeated fires on soil hydrological properties in a Mediterranean Forest Environment*. 14th International Soil Conservation Organization Conference. Water Management and Soil Conservation in Semi-Arid Environments. Marrakech, Morocco.

Hatten J. A., Zabowski D., 2009. *Changes in soil organic matter pools and carbon mineralization as influenced by fire severity*. Soil Sci. Soc. Am. J. 73: 262-273

Johnson, Dale; Murphy, James D.; 2007, *Wildfire Effects on Forest Carbon and Nutrient Budgets*. Pág. 183 - 192. Ecological engineering 31

Klopatek, C.C., Klopatek J. M., 1997. *Nitrifiers, mineralization and microbes in pristine and disturbed pinyon-juniper ecosystems*. J. Arid Soil Res.Rehab.11: 331-342.

Knicker H., González-Vila F. J., Polvillo O., González J. A., Almendros G., 2005. *Fire-induced transformations of C- and N- forms in different organic soil fractions from Dystric Cambisol under Mediterranean pine forest (Pinus pinaster)*. Soil Biology & Biochemistry 37: 701-718.

Knoepp J. D., DeBano L. F., Neary Daniel G., 2005. *Wildfire in Ecosystems – Effects of Fire on Soil and Water* – Cap 3, Soil Chemistry, USDA Forest Service Service General Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4.

Kovacic, D.A., Swift, D.M., Ellis, J.E., Hakonson, T.E., 1986. *Immediate effects of prescribed burning on mineral soil nitrogen in Ponderosa pine of New Mexico*. Soil Sci. 141

Kozlowski T. T., Ahlgren C. E., 1974. *Fire and Ecosystems* Cap.10 e 12, Academic Press, New York

Larchevêque M., Montès N., Baldy V., Ballini C., 2008. *Can compost improve Quercus pubescens Willd establishment in a Mediterranean post-fire shrubland?*. Pág. 3754-3764. Bioresource Technology 99.

Lima, Ana Paula Mendes, 1983. *Reacção da Vegetação aos Incêndios Florestais de 1966 e 1981 na Serra de Sintra – Relatório de Estágio do Curso de Eng. Silvicultor*; Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa

Mondini, Claudio; Dell'Abate, Maria Teresa; Leita, Liviana; Benedetti, Anna; 2003. *Integrated Chemical, Thermal and Microbiological Approach to Compost Stability Evaluation*. J. Environ. Qual., Vol 32, Pág. 2379-2386.

Mulvaney, R.L. 1996. *Chemical Methods; Methods of Soil Analysis*. 3ª ed. Part 3. SSSA, Pág. 1123-1184.

Neary D.G., Klopatek, C. C., DeBano L. F., Ffolliot P. F., 1999. *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. Forest Ecology and Management 122: 51-71.

Pereira, João Santos; Pereira, José M. Cardoso; Rego, Francisco Castro; Silva, João Neves; Silva, Tiago Pereira; 2006. *Incêndios Florestais em Portugal. Caracterização, Impactes e Prevenção*, Capítulo 6; ISApres; Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa

Ratnayake, R.R., Seneviratne, G., Kulasooriya, S.A.; 2007. *A modified method of weight loss on ignition to evaluate soil organic matter fractions*. International Journal of Soil Science 2 (1): Pag. 69-73, Academic Journals

Rice E.L., 1982. *Allelopathy*. Academic Press New York, NY

Ryan M. G., Melillo J. M., Ricca A., 1990. *A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter*. Can. J. For. Res 20: 166-171

Santos F.D., Forbes K, Moita R., 2001. *Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation measures – SIAM. Executive Summary and conclusions*, Gradiva, Lisbon.

Silva, Joaquim Sande; Vasconcelos, Teresa. 2002. *Manual de Silvicultura para a Prevenção de Incêndios Florestais*, Cap I e V; DGF – Direcção Geral das Florestas, Lisboa

Soltner D.,1986. *Les bases de la production végétale. Tome I: Le sol et sa amélioration* (14eme Edition), Collection Sciences et Techniques Agricoles. France, 464 pp.

Stevenson, F. J.; 1994. *Humus Chemistry: Genesis, composition; reactions*, 2<sup>nd</sup> ed. John Wiley & Sons, New York.

Villar M.C., Petrikova V., Díaz-Raviña M., Carballas T., 2004. *Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation*. Waste Management 24: 365-370.

Santos J. Q., 2002. *Fertilização – Fundamentos da utilização de adubos e correctivos*. 3<sup>a</sup> ed. Pág 548. Publicações Europa-América

Tinoco P., Almendros G., Sanz J., González-Vasquéz R., González- Vila F. J., 2006. *Molecular descriptors of the effect of fire on soil under pine forests in two continental Mediterranean soils*. Organic Geochemistry 37: 1995-2018

[www.ine.pt](http://www.ine.pt)

## **ANEXOS**

Em Anexo encontram-se o Quadro 6, onde se mostra o estudo estatístico dos resultados obtidos, realizado usando “two-way ANOVA”, e o teste LSD.

Em seguida, apresenta-se o Resumo e Diapositivos apresentados no Encontro Anual da Sociedade Portuguesa de Ciência do Solo, EACS'09, que decorreu nos dias 8, 9 e 10 de Julho, na Universidade do Algarve, Faro, no âmbito da presente Dissertação para obtenção do Grau de Mestre.

Apresenta-se ainda o Resumo, Artigo, Poster e e-mail de confirmação de participação na conferência internacional “Biomass and Organic Waste as Sustainable Resources” ORBIT 09, que decorrerá entre os dias 19 e 21 de Novembro, 2009, na Universidade de Agricultura da China, em Pequim.

## AZOTO MINERAL

Quadro 6.1.1 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, resíduos S e C (variável: Tempo)

Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	S	82,90	c	B	0	C	89,02	b
B	2	S	90,30	bc	B	2	C	91,02	b
B	7	S	108,71	b	B	7	C	114,79	a
B	14	S	84,25	c	B	14	C	130,14	a
B	21	S	86,55	c	B	21	C	83,98	b
B	34	S	138,16	a	B	34	C	128,91	a
B	60	S	94,90	bc	B	60	C	90,28	b
U	0	S	17,17	b	U	0	C	15,71	c
U	2	S	18,38	b	U	2	C	21,77	bc
U	7	S	28,94	b	U	7	C	30,23	bc
U	14	S	36,98	ab	U	14	C	30,13	bc
U	21	S	51,52	a	U	21	C	50,80	a
U	34	S	55,13	a	U	34	C	52,44	a
U	60	S	42,13	ab	U	60	C	37,33	ab
65°C	0	S	16,45	d	65°C	0	C	17,68	d
65°C	2	S	28,32	cd	65°C	2	C	26,53	cd
65°C	7	S	42,68	c	65°C	7	C	46,19	b
65°C	14	S	50,36	b	65°C	14	C	39,57	bc
65°C	21	S	57,22	b	65°C	21	C	58,02	ab
65°C	34	S	78,32	a	65°C	34	C	75,58	a
65°C	60	S	47,20	bc	65°C	60	C	50,50	b
105°C	0	S	23,92	bc	105°C	0	C	24,96	bc
105°C	2	S	20,10	c	105°C	2	C	25,17	bc
105°C	7	S	21,68	bc	105°C	7	C	22,64	c
105°C	14	S	35,07	abc	105°C	14	C	41,50	abc
105°C	21	S	40,54	ab	105°C	21	C	44,06	ab
105°C	34	S	44,84	a	105°C	34	C	48,33	a
105°C	60	S	25,91	abc	105°C	60	C	43,72	ab
250°C	0	S	69,98	b	250°C	0	C	76,57	b
250°C	2	S	63,12	b	250°C	2	C	69,69	bc
250°C	7	S	72,27	b	250°C	7	C	79,57	b
250°C	14	S	96,15	a	250°C	14	C	102,94	a
250°C	21	S	54,00	b	250°C	21	C	54,48	c
250°C	34	S	114,53	a	250°C	34	C	119,85	a
250°C	60	S	36,84	b	250°C	60	C	71,62	bc

Quadro 6.1.2 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, resíduos P e M (variável: Tempo)

Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	P	150,28	b	B	0	M	121,70	de
B	2	P	158,12	b	B	2	M	127,08	d
B	7	P	202,34	a	B	7	M	147,64	c
B	14	P	210,24	a	B	14	M	168,41	b
B	21	P	121,25	c	B	21	M	78,71	f
B	34	P	198,04	a	B	34	M	193,26	a
B	60	P	127,06	c	B	60	M	103,87	e
U	0	P	53,28	d	U	0	M	43,61	b
U	2	P	56,18	cd	U	2	M	46,94	B
U	7	P	74,84	bc	U	7	M	54,30	Ab
U	14	P	79,21	b	U	14	M	53,72	Ab
U	21	P	78,49	b	U	21	M	55,36	Ab
U	34	P	109,18	a	U	34	M	67,24	A
U	60	P	51,89	d	U	60	M	43,83	B
65°C	0	P	67,75	bc	65°C	0	M	42,86	D
65°C	2	P	76,75	b	65°C	2	M	56,52	d
65°C	7	P	72,45	bc	65°C	7	M	89,05	c
65°C	14	P	102,13	a	65°C	14	M	108,86	b
65°C	21	P	79,42	b	65°C	21	M	98,29	bc
65°C	34	P	110,90	a	65°C	34	M	157,26	a
65°C	60	P	54,42	c	65°C	60	M	50,24	d
105°C	0	P	64,67	cd	105°C	0	M	50,76	c
105°C	2	P	51,83	d	105°C	2	M	66,47	bc
105°C	7	P	69,02	cd	105°C	7	M	61,46	c
105°C	14	P	104,26	b	105°C	14	M	80,78	b
105°C	21	P	55,16	d	105°C	21	M	55,07	c
105°C	34	P	130,00	a	105°C	34	M	105,32	a
105°C	60	P	76,36	c	105°C	60	M	61,66	bc
250°C	0	P	127,94	b	250°C	0	M	102,13	bc
250°C	2	P	106,05	cd	250°C	2	M	97,84	c
250°C	7	P	121,45	bc	250°C	7	M	112,52	bc
250°C	14	P	151,78	a	250°C	14	M	127,76	ab
250°C	21	P	58,19	e	250°C	21	M	56,31	e
250°C	34	P	151,75	a	250°C	34	M	138,35	a
250°C	60	P	96,93	d	250°C	60	M	77,38	d

Quadro 6.2.1 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, solos B e U (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	S	82,90	c	U	0	S	17,17	b
B	0	C	89,02	c	U	0	C	15,71	b
B	0	P	150,28	a	U	0	P	53,28	a
B	0	M	121,70	b	U	0	M	43,61	a
B	2	S	90,30	c	U	2	S	18,38	b
B	2	C	91,02	c	U	2	C	21,77	b
B	2	P	158,12	a	U	2	P	56,18	a
B	2	M	127,08	b	U	2	M	46,94	a
B	7	S	108,71	c	U	7	S	28,94	c
B	7	C	114,79	c	U	7	C	30,23	c
B	7	P	202,34	a	U	7	P	74,84	a
B	7	M	147,64	b	U	7	M	54,30	b
B	14	S	84,25	d	U	14	S	36,98	bc
B	14	C	130,14	c	U	14	C	30,13	c
B	14	P	210,24	a	U	14	P	79,21	a
B	14	M	168,41	b	U	14	M	53,72	b
B	21	S	86,55	b	U	21	S	51,52	b
B	21	C	83,98	b	U	21	C	50,80	b
B	21	P	121,25	a	U	21	P	78,49	a
B	21	M	78,71	b	U	21	M	55,36	b
B	34	S	138,16	b	U	34	S	55,13	b
B	34	C	128,91	b	U	34	C	52,44	b
B	34	P	198,04	a	U	34	P	109,18	a
B	34	M	193,26	a	U	34	M	67,24	b
B	60	S	94,90	b	U	60	S	42,13	a
B	60	C	90,28	b	U	60	C	37,33	a
B	60	P	127,06	a	U	60	P	51,89	a
B	60	M	103,87	b	U	60	M	43,83	a

Quadro 6.2.2 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, solos 65 e 105°C (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
65°C	0	S	16,45	c	105°C	0	S	23,92	b
65°C	0	C	17,68	c	105°C	0	C	24,96	b
65°C	0	P	67,75	a	105°C	0	P	64,67	a
65°C	0	M	42,86	b	105°C	0	M	50,76	a
65°C	2	S	28,32	c	105°C	2	S	20,10	b
65°C	2	C	26,53	c	105°C	2	C	25,17	b
65°C	2	P	76,75	a	105°C	2	P	51,83	a
65°C	2	M	56,52	b	105°C	2	M	66,47	a
65°C	7	S	42,68	b	105°C	7	S	21,68	b
65°C	7	C	46,19	b	105°C	7	C	22,64	b
65°C	7	P	72,45	a	105°C	7	P	69,02	a
65°C	7	M	89,05	a	105°C	7	M	61,46	a
65°C	14	S	50,36	b	105°C	14	S	35,07	c
65°C	14	C	39,57	b	105°C	14	C	41,50	c
65°C	14	P	102,13	a	105°C	14	P	104,26	a
65°C	14	M	108,86	a	105°C	14	M	80,78	b
65°C	21	S	57,22	b	105°C	21	S	40,54	a
65°C	21	C	58,02	b	105°C	21	C	44,06	a
65°C	21	P	79,42	a	105°C	21	P	55,16	a
65°C	21	M	98,29	a	105°C	21	M	55,07	a
65°C	34	S	78,32	c	105°C	34	S	44,84	c
65°C	34	C	75,58	c	105°C	34	C	48,33	c
65°C	34	P	110,90	b	105°C	34	P	130,00	a
65°C	34	M	157,26	a	105°C	34	M	105,32	b
65°C	60	S	47,20	a	105°C	60	S	25,91	c
65°C	60	C	50,50	a	105°C	60	C	43,72	bc
65°C	60	P	54,42	a	105°C	60	P	76,36	a
65°C	60	M	50,24	a	105°C	60	M	61,66	ab



Quadro 6.2.3 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, solo 250°C (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
250°C	0	S	69,98	c
250°C	0	C	76,57	c
250°C	0	P	127,94	a
250°C	0	M	102,13	b
250°C	2	S	63,12	b
250°C	2	C	69,69	b
250°C	2	P	106,05	a
250°C	2	M	97,84	a
250°C	7	S	72,27	b
250°C	7	C	79,57	b
250°C	7	P	121,45	a
250°C	7	M	112,52	a
250°C	14	S	96,15	c
250°C	14	C	102,94	c
250°C	14	P	151,78	a
250°C	14	M	127,76	b
250°C	21	S	54,00	a
250°C	21	C	54,48	a
250°C	21	P	58,19	a
250°C	21	M	56,31	a
250°C	34	S	114,53	c
250°C	34	C	119,85	bc
250°C	34	P	151,75	a
250°C	34	M	138,35	ab
250°C	60	S	63,84	b
250°C	60	C	71,62	b
250°C	60	P	96,93	a
250°C	60	M	77,38	b

Quadro 6.3.1 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, resíduos P e M (variável: Solo)

Resíduo	Tempo	Solo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )		Resíduo	Tempo	Solo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
S	0	B	82,90	a	C	0	B	89,02	a
S	0	U	17,17	b	C	0	U	15,71	c
S	0	65°C	16,45	b	C	0	65°C	17,68	c
S	0	105°C	23,92	b	C	0	105°C	24,96	c
S	0	250°C	69,98	a	C	0	250°C	76,57	b
S	2	B	90,30	a	C	2	B	91,02	a
S	2	U	18,38	c	C	2	U	21,77	c
S	2	65°C	28,32	c	C	2	65°C	26,53	c
S	2	105°C	20,10	c	C	2	105°C	25,17	c
S	2	250°C	63,12	b	C	2	250°C	69,69	b
S	7	B	108,71	a	C	7	B	114,79	a
S	7	U	28,94	cd	C	7	U	30,23	bc
S	7	65°C	42,68	c	C	7	65°C	46,19	b
S	7	105°C	21,68	d	C	7	105°C	22,64	c
S	7	250°C	72,27	b	C	7	250°C	79,57	a
S	14	B	84,25	a	C	14	B	130,14	a
S	14	U	36,98	b	C	14	U	30,13	b
S	14	65°C	50,36	b	C	14	65°C	39,57	b
S	14	105°C	35,07	b	C	14	105°C	41,50	b
S	14	250°C	96,15	a	C	14	250°C	102,94	a
S	21	B	86,55	a	C	21	B	83,98	a
S	21	U	51,52	b	C	21	U	50,80	b
S	21	65°C	57,22	b	C	21	65°C	58,02	b
S	21	105°C	40,54	b	C	21	105°C	44,06	b
S	21	250°C	54,00	b	C	21	250°C	54,48	b
S	34	B	138,16	a	C	34	B	128,91	a
S	34	U	55,13	d	C	34	U	52,44	d
S	34	65°C	78,32	c	C	34	65°C	75,58	c
S	34	105°C	44,84	d	C	34	105°C	48,33	d
S	34	250°C	114,53	b	C	34	250°C	119,85	b
S	60	B	94,90	a	C	60	B	90,28	a
S	60	U	42,13	cd	C	60	U	37,33	c
S	60	65°C	47,20	bc	C	60	65°C	50,50	c
S	60	105°C	25,91	d	C	60	105°C	43,72	c
S	60	250°C	63,84	b	C	60	250°C	71,62	b

Quadro 6.3.2 – Estudo estatístico dos Resultados: N mineral, resíduos P e M (variável: Solo)

Resíduo	Tempo	Solo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )		Resíduo	Tempo	Solo	Nmineral (mg kg <sup>-1</sup> )	
P	0	B	150,28	a	M	0	B	121,70	a
P	0	U	53,28	c	M	0	U	43,61	c
P	0	65°C	67,75	c	M	0	65°C	42,86	c
P	0	105°C	64,67	c	M	0	105°C	50,76	c
P	0	250°C	127,94	b	M	0	250°C	102,13	b
P	2	B	158,12	a	M	2	B	127,08	a
P	2	U	56,18	d	M	2	U	46,94	d
P	2	65°C	76,75	c	M	2	65°C	56,52	cd
P	2	105°C	51,83	d	M	2	105°C	66,47	c
P	2	250°C	106,05	b	M	2	250°C	97,84	b
P	7	B	202,34	a	M	7	B	147,64	a
P	7	U	74,84	c	M	7	U	54,30	d
P	7	65°C	72,45	c	M	7	65°C	89,05	c
P	7	105°C	69,02	c	M	7	105°C	61,46	d
P	7	250°C	121,45	b	M	7	250°C	112,52	b
P	14	B	210,24	a	M	14	B	168,41	a
P	14	U	79,21	d	M	14	U	53,72	d
P	14	65°C	102,13	c	M	14	65°C	108,86	b
P	14	105°C	104,26	c	M	14	105°C	80,78	c
P	14	250°C	151,78	b	M	14	250°C	127,76	b
P	21	B	121,25	a	M	21	B	78,71	b
P	21	U	78,49	b	M	21	U	55,36	c
P	21	65°C	79,42	c	M	21	65°C	98,29	a
P	21	105°C	55,16	c	M	21	105°C	55,07	c
P	21	250°C	58,19	b	M	21	250°C	56,31	c
P	34	B	198,04	a	M	34	B	193,26	a
P	34	U	109,18	d	M	34	U	67,24	d
P	34	65°C	110,90	cd	M	34	65°C	157,26	b
P	34	105°C	130,00	c	M	34	105°C	105,32	c
P	34	250°C	151,75	b	M	34	250°C	138,35	b
P	60	B	127,06	a	M	60	B	103,87	a
P	60	U	51,89	d	M	60	U	43,83	c
P	60	65°C	54,42	d	M	60	65°C	50,24	c
P	60	105°C	76,36	c	M	60	105°C	61,66	c
P	60	250°C	96,93	b	M	60	250°C	77,38	b

## AZOTO AMONIAL

Quadro 6.4.1 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , resíduos S e C (variável: Tempo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	S	78,26	b	B	0	C	79,68	b
B	2	S	77,41	b	B	2	C	81,42	b
B	7	S	97,56	a	B	7	C	100,12	a
B	14	S	69,83	bc	B	14	C	103,03	a
B	21	S	52,18	c	B	21	C	52,89	c
B	34	S	33,56	d	B	34	C	37,98	c
B	60	S	6,80	e	B	60	C	3,64	d
U	0	S	13,96	a	U	0	C	11,17	a
U	2	S	14,65	a	U	2	C	17,41	a
U	7	S	13,25	a	U	7	C	12,49	a
U	14	S	2,38	a	U	14	C	3,01	a
U	21	S	4,88	a	U	21	C	5,43	a
U	34	S	1,60	a	U	34	C	1,68	a
U	60	S	1,62	a	U	60	C	1,64	a
65°C	0	S	14,59	abc	65°C	0	C	14,97	abc
65°C	2	S	24,45	ab	65°C	2	C	22,85	ab
65°C	7	S	29,55	a	65°C	7	C	27,80	a
65°C	14	S	10,40	bc	65°C	14	C	4,03	c
65°C	21	S	5,50	c	65°C	21	C	5,08	bc
65°C	34	S	2,67	c	65°C	34	C	3,01	c
65°C	60	S	1,45	c	65°C	60	C	2,15	c
105°C	0	S	21,40	bc	105°C	0	C	22,50	bc
105°C	2	S	18,32	c	105°C	2	C	22,33	bc
105°C	7	S	16,98	c	105°C	7	C	18,55	c
105°C	14	S	31,72	abc	105°C	14	C	38,20	ab
105°C	21	S	37,63	ab	105°C	21	C	41,80	a
105°C	34	S	41,39	a	105°C	34	C	43,98	a
105°C	60	S	22,15	bc	105°C	60	C	41,72	a
250°C	0	S	69,99	bc	250°C	0	C	76,36	b
250°C	2	S	65,55	bc	250°C	2	C	69,25	bc
250°C	7	S	71,55	bc	250°C	7	C	79,06	b
250°C	14	S	82,35	b	250°C	14	C	102,58	a
250°C	21	S	54,03	c	250°C	21	C	54,54	c
250°C	34	S	113,27	a	250°C	34	C	119,48	a
250°C	60	S	58,92	c	250°C	60	C	55,06	c

Quadro 6.4.2 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , resíduos P e M (variável: Tempo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	P	144,66	b	B	0	M	111,41	cd
B	2	P	151,33	b	B	2	M	125,45	c
B	7	P	192,52	a	B	7	M	145,00	b
B	14	P	183,18	a	B	14	M	163,83	a
B	21	P	56,64	c	B	21	M	58,58	e
B	34	P	43,54	c	B	34	M	96,42	d
B	60	P	2,78	d	B	60	M	10,00	f
U	0	P	50,44	a	U	0	M	39,05	a
U	2	P	52,12	a	U	2	M	40,22	a
U	7	P	54,15	a	U	7	M	37,62	a
U	14	P	223,82	b	U	14	M	6,92	b
U	21	P	10,61	bc	U	21	M	4,67	b
U	34	P	4,33	c	U	34	M	1,45	b
U	60	P	2,14	c	U	60	M	-1,75	b
65°C	0	P	64,71	a	65°C	0	M	41,69	bc
65°C	2	P	74,72	a	65°C	2	M	52,50	b
65°C	7	P	61,34	a	65°C	7	M	70,50	a
65°C	14	P	37,93	b	65°C	14	M	31,35	c
65°C	21	P	6,55	c	65°C	21	M	6,61	d
65°C	34	P	3,09	c	65°C	34	M	4,60	d
65°C	60	P	-0,43	c	65°C	60	M	-2,04	d
105°C	0	P	60,87	cd	105°C	0	M	50,49	c
105°C	2	P	48,98	d	105°C	2	M	62,93	bc
105°C	7	P	65,97	cd	105°C	7	M	55,34	bc
105°C	14	P	99,01	b	105°C	14	M	75,73	b
105°C	21	P	52,67	d	105°C	21	M	50,25	c
105°C	34	P	126,55	a	105°C	34	M	98,66	a
105°C	60	P	73,38	c	105°C	60	M	59,13	bc
250°C	0	P	126,90	b	250°C	0	M	102,08	c
250°C	2	P	106,05	c	250°C	2	M	97,64	c
250°C	7	P	121,45	bc	250°C	7	M	111,56	bc
250°C	14	P	151,19	a	250°C	14	M	127,18	ab
250°C	21	P	58,25	d	250°C	21	M	55,85	d
250°C	34	P	151,54	a	250°C	34	M	136,67	a
250°C	60	P	60,13	d	250°C	60	M	55,48	d

Quadro 6.5.1 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , solos B e U (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	S	78,26	c	U	0	S	13,96	b
B	0	C	79,68	c	U	0	C	11,17	b
B	0	P	144,66	a	U	0	P	50,44	a
B	0	M	111,41	b	U	0	M	39,05	a
B	2	S	77,41	c	U	2	S	14,65	b
B	2	C	81,42	c	U	2	C	17,41	b
B	2	P	151,33	a	U	2	P	52,12	a
B	2	M	125,45	b	U	2	M	40,22	a
B	7	S	97,56	c	U	7	S	13,25	b
B	7	C	100,12	c	U	7	C	12,49	b
B	7	P	192,52	a	U	7	P	54,15	a
B	7	M	145,00	b	U	7	M	37,62	a
B	14	S	69,83	d	U	14	S	2,38	b
B	14	C	103,03	c	U	14	C	3,01	b
B	14	P	183,18	a	U	14	P	23,82	a
B	14	M	163,83	b	U	14	M	6,92	ab
B	21	S	52,18	a	U	21	S	4,88	a
B	21	C	52,89	a	U	21	C	5,43	a
B	21	P	56,64	a	U	21	P	10,61	a
B	21	M	58,58	a	U	21	M	4,67	a
B	34	S	33,56	b	U	34	S	1,60	a
B	34	C	37,98	b	U	34	C	1,68	a
B	34	P	43,54	b	U	34	P	4,33	a
B	34	M	96,42	a	U	34	M	4,15	a
B	60	S	6,80	a	U	60	S	1,62	a
B	60	C	3,64	a	U	60	C	1,64	a
B	60	P	2,78	b	U	60	P	2,14	a
B	60	M	10,00	a	U	60	M	-1,75	a

Quadro 6.5.2 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , solos 65 e 105°C (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
65°C	0	S	14,59	c	105°C	0	S	21,40	b
65°C	0	C	14,97	c	105°C	0	C	22,50	b
65°C	0	P	64,71	a	105°C	0	P	60,87	a
65°C	0	M	41,69	b	105°C	0	M	50,49	a
65°C	2	S	24,45	c	105°C	2	S	18,32	b
65°C	2	C	22,85	c	105°C	2	C	22,33	b
65°C	2	P	74,72	a	105°C	2	P	48,98	a
65°C	2	M	52,50	b	105°C	2	M	62,93	a
65°C	7	S	29,55	b	105°C	7	S	16,98	b
65°C	7	C	27,80	b	105°C	7	C	18,55	b
65°C	7	P	61,34	a	105°C	7	P	65,97	a
65°C	7	M	70,50	a	105°C	7	M	55,34	a
65°C	14	S	10,40	b	105°C	14	S	31,72	c
65°C	14	C	4,03	b	105°C	14	C	38,20	c
65°C	14	P	37,93	a	105°C	14	P	99,01	a
65°C	14	M	31,35	a	105°C	14	M	75,73	b
65°C	21	S	5,50	a	105°C	21	S	37,63	a
65°C	21	C	5,08	a	105°C	21	C	41,80	a
65°C	21	P	6,55	a	105°C	21	P	52,67	a
65°C	21	M	6,61	a	105°C	21	M	50,25	a
65°C	34	S	2,67	a	105°C	34	S	41,39	c
65°C	34	C	3,01	a	105°C	34	C	43,98	c
65°C	34	P	3,09	a	105°C	34	P	126,55	a
65°C	34	M	4,60	a	105°C	34	M	98,66	b
65°C	60	S	1,45	a	105°C	60	S	22,15	c
65°C	60	C	2,15	a	105°C	60	C	41,72	b
65°C	60	P	-0,43	a	105°C	60	P	73,38	a
65°C	60	M	-2,04	a	105°C	60	M	59,13	ab

Quadro 6.5.3 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , solo 250°C (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
250°C	0	S	69,99	c
250°C	0	C	76,36	c
250°C	0	P	126,90	a
250°C	0	M	102,08	b
250°C	2	S	65,55	b
250°C	2	C	69,25	b
250°C	2	P	106,05	a
250°C	2	M	97,64	a
250°C	7	S	71,55	b
250°C	7	C	79,06	b
250°C	7	P	121,45	a
250°C	7	M	111,56	a
250°C	14	S	82,35	d
250°C	14	C	102,58	c
250°C	14	P	151,19	a
250°C	14	M	127,18	b
250°C	21	S	54,03	a
250°C	21	C	54,54	a
250°C	21	P	58,25	a
250°C	21	M	55,85	a
250°C	34	S	113,27	c
250°C	34	C	119,48	bc
250°C	34	P	151,54	a
250°C	34	M	136,67	ab
250°C	60	S	58,92	a
250°C	60	C	55,06	a
250°C	60	P	60,13	a
250°C	60	M	55,48	a



Quadro 6.6.1 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , resíduos S e C (variável: Solo)

Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
S	0	B	78,26	a	C	0	B	79,68	a
S	0	U	13,96	b	C	0	U	11,17	b
S	0	65°C	14,59	b	C	0	65°C	14,97	b
S	0	105°C	21,40	b	C	0	105°C	22,50	b
S	0	250°C	69,99	a	C	0	250°C	76,36	a
S	2	B	77,41	a	C	2	B	81,42	a
S	2	U	14,65	b	C	2	U	17,41	b
S	2	65°C	24,45	b	C	2	65°C	22,85	b
S	2	105°C	18,32	b	C	2	105°C	22,33	b
S	2	250°C	65,55	a	C	2	250°C	69,25	a
S	7	B	97,56	a	C	7	B	100,12	a
S	7	U	13,25	c	C	7	U	12,49	c
S	7	65°C	29,55	c	C	7	65°C	27,80	c
S	7	105°C	16,98	c	C	7	105°C	18,55	c
S	7	250°C	71,55	b	C	7	250°C	79,06	b
S	14	B	69,83	a	C	14	B	103,03	a
S	14	U	2,38	c	C	14	U	3,01	c
S	14	65°C	10,40	c	C	14	65°C	4,03	c
S	14	105°C	31,72	b	C	14	105°C	38,20	b
S	14	250°C	82,35	a	C	14	250°C	102,58	a
S	21	B	52,18	a	C	21	B	52,89	a
S	21	U	4,88	b	C	21	U	5,43	b
S	21	65°C	5,50	b	C	21	65°C	5,08	b
S	21	105°C	37,63	a	C	21	105°C	41,80	a
S	21	250°C	54,03	a	C	21	250°C	54,54	a
S	34	B	33,56	b	C	34	B	37,98	b
S	34	U	1,60	c	C	34	U	1,68	c
S	34	65°C	2,67	c	C	34	65°C	3,01	c
S	34	105°C	41,39	b	C	34	105°C	43,98	b
S	34	250°C	113,27	a	C	34	250°C	119,48	a
S	60	B	6,80	bc	C	60	B	3,64	b
S	60	U	1,62	c	C	60	U	1,64	b
S	60	65°C	1,45	c	C	60	65°C	2,15	b
S	60	105°C	22,15	b	C	60	105°C	41,72	a
S	60	250°C	58,92	a	C	60	250°C	55,06	a

Quadro 6.6.2 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NH}_4^+$ , resíduos P e M (variável: Solo)

Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NH}_4^+$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
P	0	B	144,66	a	M	0	B	111,41	a
P	0	U	50,44	b	M	0	U	39,05	b
P	0	65°C	64,71	b	M	0	65°C	41,69	b
P	0	105°C	60,87	b	M	0	105°C	50,49	b
P	0	250°C	126,90	a	M	0	250°C	102,08	a
P	2	B	151,33	a	M	2	B	125,45	a
P	2	U	52,12	d	M	2	U	40,22	d
P	2	65°C	74,72	c	M	2	65°C	52,50	cd
P	2	105°C	48,98	d	M	2	105°C	62,93	c
P	2	250°C	106,05	b	M	2	250°C	97,64	b
P	7	B	192,52	a	M	7	B	145,00	a
P	7	U	54,15	c	M	7	U	37,62	d
P	7	65°C	64,34	c	M	7	65°C	70,50	c
P	7	105°C	65,97	c	M	7	105°C	55,34	cd
P	7	250°C	121,45	b	M	7	250°C	111,56	b
P	14	B	183,18	a	M	14	B	163,83	a
P	14	U	23,82	d	M	14	U	6,92	e
P	14	65°C	37,93	d	M	14	65°C	31,35	d
P	14	105°C	99,01	c	M	14	105°C	75,73	c
P	14	250°C	151,19	b	M	14	250°C	127,18	b
P	21	B	56,64	a	M	21	B	58,58	a
P	21	U	10,61	b	M	21	U	4,67	b
P	21	65°C	6,55	b	M	21	65°C	6,61	b
P	21	105°C	52,67	a	M	21	105°C	50,25	a
P	21	250°C	58,25	a	M	21	250°C	55,85	a
P	34	B	43,54	c	M	34	B	96,42	b
P	34	U	4,33	d	M	34	U	1,45	c
P	34	65°C	3,09	d	M	34	65°C	4,60	c
P	34	105°C	126,55	b	M	34	105°C	98,66	b
P	34	250°C	151,54	a	M	34	250°C	136,67	a
P	60	B	2,78	b	M	60	B	10,00	b
P	60	U	2,14	b	M	60	U	-1,75	b
P	60	65°C	-0,43	b	M	60	65°C	-2,04	b
P	60	105°C	73,38	a	M	60	105°C	59,13	a
P	60	250°C	60,13	a	M	60	250°C	55,48	a

## AZOTO NÍTRICO

Quadro 6.7.1 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , resíduos S e C (variável: Tempo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	S	4,64	d	B	0	C	9,33	c
B	2	S	12,89	d	B	2	C	9,60	c
B	7	S	11,16	d	B	7	C	14,68	c
B	14	S	14,42	d	B	14	C	27,12	b
B	21	S	34,37	c	B	21	C	31,10	b
B	34	S	104,60	a	B	34	C	90,93	a
B	60	S	88,10	b	B	60	C	86,64	a
U	0	S	3,21	e	U	0	C	4,54	e
U	2	S	3,73	e	U	2	C	4,37	e
U	7	S	15,69	d	U	7	C	17,74	d
U	14	S	34,60	c	U	14	C	27,12	cd
U	21	S	46,64	ab	U	21	C	45,37	ab
U	34	S	53,53	a	U	34	C	50,76	a
U	60	S	40,51	bc	U	60	C	35,69	bc
65°C	0	S	1,86	d	65°C	0	C	2,72	e
65°C	2	S	3,87	d	65°C	2	C	3,68	e
65°C	7	S	13,14	d	65°C	7	C	18,39	d
65°C	14	S	39,97	c	65°C	14	C	35,55	c
65°C	21	S	51,72	b	65°C	21	C	52,94	b
65°C	34	S	75,65	a	65°C	34	C	72,57	a
65°C	60	S	45,76	bc	65°C	60	C	48,34	b
105°C	0	S	2,52	a	105°C	0	C	2,46	a
105°C	2	S	1,78	a	105°C	2	C	2,85	a
105°C	7	S	4,70	a	105°C	7	C	4,09	a
105°C	14	S	3,35	a	105°C	14	C	3,29	a
105°C	21	S	2,91	a	105°C	21	C	2,26	a
105°C	34	S	3,45	a	105°C	34	C	4,35	a
105°C	60	S	3,76	a	105°C	60	C	2,01	a
250°C	0	S	0,00	b	250°C	0	C	0,20	b
250°C	2	S	-2,43	b	250°C	2	C	0,45	b
250°C	7	S	0,72	b	250°C	7	C	0,51	b
250°C	14	S	13,79	a	250°C	14	C	0,36	b
250°C	21	S	-0,03	b	250°C	21	C	-0,06	b
250°C	34	S	1,26	b	250°C	34	C	0,37	b
250°C	60	S	4,92	ab	250°C	60	C	16,56	a

Quadro 6.7.2 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , resíduos P e M (variável: Tempo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	P	5,61	e	B	0	M	10,29	bc
B	2	P	6,79	e	B	2	M	1,63	c
B	7	P	9,82	e	B	7	M	2,63	c
B	14	P	27,06	d	B	14	M	4,58	c
B	21	P	64,60	c	B	21	M	20,13	b
B	34	P	154,50	a	B	34	M	96,84	a
B	60	P	124,28	b	B	60	M	93,87	a
U	0	P	2,85	e	U	0	M	4,55	d
U	2	P	4,06	e	U	2	M	6,72	d
U	7	P	20,69	d	U	7	M	16,68	c
U	14	P	55,39	c	U	14	M	46,80	b
U	21	P	67,88	b	U	21	M	50,69	b
U	34	P	104,85	a	U	34	M	65,79	a
U	60	P	49,75	c	U	60	M	45,58	b
65°C	0	P	3,04	d	65°C	0	M	1,17	f
65°C	2	P	2,02	d	65°C	2	M	4,02	f
65°C	7	P	11,11	d	65°C	7	M	18,55	e
65°C	14	P	64,19	bc	65°C	14	M	77,51	c
65°C	21	P	72,87	b	65°C	21	M	91,69	b
65°C	34	P	107,81	a	65°C	34	M	152,66	a
65°C	60	P	54,85	c	65°C	60	M	52,28	d
105°C	0	P	3,80	a	105°C	0	M	0,27	a
105°C	2	P	2,85	a	105°C	2	M	3,54	a
105°C	7	P	3,05	a	105°C	7	M	6,12	a
105°C	14	P	5,26	a	105°C	14	M	5,05	a
105°C	21	P	2,49	a	105°C	21	M	4,82	a
105°C	34	P	3,45	a	105°C	34	M	6,66	a
105°C	60	P	2,97	a	105°C	60	M	2,52	a
250°C	0	P	1,04	b	250°C	0	M	0,05	b
250°C	2	P	0,00	b	250°C	2	M	0,19	b
250°C	7	P	0,00	b	250°C	7	M	0,97	b
250°C	14	P	0,59	b	250°C	14	M	0,58	b
250°C	21	P	-0,06	b	250°C	21	M	0,46	b
250°C	34	P	0,21	b	250°C	34	M	1,68	b
250°C	60	P	36,79	a	250°C	60	M	21,89	a

Quadro 6.8.1 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , solos B e U (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
B	0	S	4,64	a	U	0	S	3,21	a
B	0	C	9,33	a	U	0	C	4,54	a
B	0	P	5,61	a	U	0	P	2,85	a
B	0	M	10,29	a	U	0	M	4,55	a
B	2	S	12,89	a	U	2	S	3,73	a
B	2	C	9,60	ab	U	2	C	4,37	a
B	2	P	6,79	ab	U	2	P	4,06	a
B	2	M	1,63	b	U	2	M	6,72	a
B	7	S	11,16	ab	U	7	S	15,69	a
B	7	C	14,68	a	U	7	C	17,74	a
B	7	P	9,82	ab	U	7	P	20,69	a
B	7	M	2,63	b	U	7	M	16,68	a
B	14	S	14,42	b	U	14	S	34,60	b
B	14	C	27,12	a	U	14	C	27,12	b
B	14	P	27,06	a	U	14	P	55,39	a
B	14	M	4,58	b	U	14	M	46,80	a
B	21	S	34,37	b	U	21	S	46,64	b
B	21	C	31,10	b	U	21	C	45,37	b
B	21	P	64,60	a	U	21	P	67,88	a
B	21	M	20,13	c	U	21	M	50,69	b
B	34	S	104,60	b	U	34	S	53,53	c
B	34	C	90,93	c	U	34	C	50,76	c
B	34	P	154,50	a	U	34	P	104,85	a
B	34	M	96,84	bc	U	34	M	65,79	b
B	60	S	88,10	b	U	60	S	40,51	ab
B	60	C	86,64	b	U	60	C	35,69	b
B	60	P	124,28	a	U	60	P	49,75	a
B	60	M	93,87	b	U	60	M	45,58	ab

Quadro 6.8.2 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , solos 65 e 105°C (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
65°C	0	S	1,86	a	105°C	0	S	2,52	a
65°C	0	C	2,72	a	105°C	0	C	2,46	a
65°C	0	P	3,04	a	105°C	0	P	3,80	a
65°C	0	M	1,17	a	105°C	0	M	0,27	a
65°C	2	S	3,87	a	105°C	2	S	1,78	a
65°C	2	C	3,68	a	105°C	2	C	2,85	a
65°C	2	P	2,02	a	105°C	2	P	2,85	a
65°C	2	M	4,02	a	105°C	2	M	3,54	a
65°C	7	S	13,14	b	105°C	7	S	4,70	a
65°C	7	C	18,39	b	105°C	7	C	4,09	a
65°C	7	P	11,11	b	105°C	7	P	3,05	a
65°C	7	M	18,55	a	105°C	7	M	6,12	a
65°C	14	S	39,97	c	105°C	14	S	3,35	a
65°C	14	C	35,55	c	105°C	14	C	3,29	a
65°C	14	P	64,19	b	105°C	14	P	5,26	a
65°C	14	M	77,51	a	105°C	14	M	5,05	a
65°C	21	S	51,72	c	105°C	21	S	2,91	a
65°C	21	C	52,94	c	105°C	21	C	2,26	a
65°C	21	P	72,87	b	105°C	21	P	2,49	a
65°C	21	M	91,69	a	105°C	21	M	4,82	a
65°C	34	S	75,65	c	105°C	34	S	3,45	a
65°C	34	C	72,57	c	105°C	34	C	4,35	a
65°C	34	P	107,81	b	105°C	34	P	3,45	a
65°C	34	M	152,66	a	105°C	34	M	6,66	a
65°C	60	S	45,76	a	105°C	60	S	3,76	a
65°C	60	C	48,34	a	105°C	60	C	2,01	a
65°C	60	P	54,85	a	105°C	60	P	2,97	a
65°C	60	M	52,28	a	105°C	60	M	2,52	a

Quadro 6.8.3 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , solo 250°C (variável: Resíduo)

Solo	Tempo	Resíduo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
250°C	0	S	0,00	a
250°C	0	C	0,20	a
250°C	0	P	1,04	a
250°C	0	M	0,05	a
250°C	2	S	-2,43	a
250°C	2	C	0,45	a
250°C	2	P	0,00	a
250°C	2	M	0,19	a
250°C	7	S	0,72	a
250°C	7	C	0,51	a
250°C	7	P	0,00	a
250°C	7	M	0,97	a
250°C	14	S	13,79	a
250°C	14	C	0,36	b
250°C	14	P	0,59	b
250°C	14	M	0,58	b
250°C	21	S	-0,03	a
250°C	21	C	-0,06	a
250°C	21	P	-0,06	a
250°C	21	M	0,46	a
250°C	34	S	1,26	a
250°C	34	C	0,37	a
250°C	34	P	0,21	a
250°C	34	M	1,68	a
250°C	60	S	4,92	c
250°C	60	C	16,56	b
250°C	60	P	36,79	a
250°C	60	M	21,89	b

Quadro 6.9.1 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , resíduos S e C (variável: Solo)

Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
S	0	B	4,64	a	C	0	B	9,33	a
S	0	U	3,21	a	C	0	U	4,54	a
S	0	65°C	1,86	a	C	0	65°C	2,72	a
S	0	105°C	2,52	a	C	0	105°C	2,46	a
S	0	250°C	0,00	a	C	0	250°C	0,20	a
S	2	B	12,89	a	C	2	B	9,60	a
S	2	U	3,73	ab	C	2	U	4,37	a
S	2	65°C	3,87	ab	C	2	65°C	3,68	a
S	2	105°C	1,78	b	C	2	105°C	2,85	a
S	2	250°C	-2,43	b	C	2	250°C	0,45	a
S	7	B	11,16	ab	C	7	B	14,68	a
S	7	U	15,69	a	C	7	U	17,74	a
S	7	65°C	13,14	ab	C	7	65°C	18,39	a
S	7	105°C	4,70	bc	C	7	105°C	4,09	b
S	7	250°C	0,72	c	C	7	250°C	0,51	b
S	14	B	14,42	b	C	14	B	27,12	a
S	14	U	34,60	a	C	14	U	27,12	a
S	14	65°C	39,97	a	C	14	65°C	35,55	a
S	14	105°C	3,35	c	C	14	105°C	3,29	b
S	14	250°C	13,79	b	C	14	250°C	0,36	b
S	21	B	34,37	b	C	21	B	31,10	b
S	21	U	46,64	a	C	21	U	45,37	a
S	21	65°C	51,72	a	C	21	65°C	52,94	a
S	21	105°C	2,91	c	C	21	105°C	2,26	c
S	21	250°C	-0,03	c	C	21	250°C	-0,06	c
S	34	B	104,60	a	C	34	B	90,93	a
S	34	U	53,53	c	C	34	U	50,76	c
S	34	65°C	75,65	b	C	34	65°C	72,57	d
S	34	105°C	3,45	d	C	34	105°C	4,35	d
S	34	250°C	1,26	d	C	34	250°C	0,37	d
S	60	B	88,10	a	C	60	B	86,64	a
S	60	U	40,51	b	C	60	U	35,69	c
S	60	65°C	45,76	b	C	60	65°C	48,34	b
S	60	105°C	3,76	c	C	60	105°C	2,01	e
S	60	250°C	4,92	c	C	60	250°C	16,56	d



Quadro 6.9.2 – Estudo estatístico dos Resultados:  $\text{NO}_3^-$ , resíduos P e M (variável: Solo)

Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )		Resíduo	Tempo	Solo	$\text{NO}_3^-$ (mg kg <sup>-1</sup> )	
P	0	B	5,61	a	M	0	B	10,29	a
P	0	U	2,85	a	M	0	U	4,55	ab
P	0	65°C	3,04	a	M	0	65°C	1,17	ab
P	0	105°C	3,80	a	M	0	105°C	0,27	b
P	0	250°C	1,04	a	M	0	250°C	0,05	b
P	2	B	6,79	a	M	2	B	1,63	a
P	2	U	4,06	a	M	2	U	6,72	a
P	2	65°C	2,02	a	M	2	65°C	4,02	a
P	2	105°C	2,85	a	M	2	105°C	3,54	a
P	2	250°C	0,00	a	M	2	250°C	0,19	a
P	7	B	9,82	bc	M	7	B	2,63	b
P	7	U	20,69	a	M	7	U	16,68	a
P	7	65°C	11,11	ab	M	7	65°C	18,55	a
P	7	105°C	3,05	bc	M	7	105°C	6,12	b
P	7	250°C	0,00	c	M	7	250°C	0,97	b
P	14	B	27,06	b	M	14	B	4,58	c
P	14	U	55,39	a	M	14	U	46,80	b
P	14	65°C	64,19	a	M	14	65°C	77,51	a
P	14	105°C	5,26	c	M	14	105°C	5,05	c
P	14	250°C	0,59	c	M	14	250°C	0,58	c
P	21	B	64,60	a	M	21	B	20,13	c
P	21	U	67,88	a	M	21	U	50,69	b
P	21	65°C	72,87	a	M	21	65°C	91,69	a
P	21	105°C	2,49	b	M	21	105°C	44,82	d
P	21	250°C	-0,06	b	M	21	250°C	0,46	d
P	34	B	154,50	a	M	34	B	96,84	b
P	34	U	104,85	b	M	34	U	65,79	c
P	34	65°C	107,81	b	M	34	65°C	152,66	a
P	34	105°C	3,45	c	M	34	105°C	6,66	d
P	34	250°C	0,21	c	M	34	250°C	1,68	d
P	60	B	124,28	a	M	60	B	93,87	a
P	60	U	49,75	b	M	60	U	45,58	b
P	60	65°C	54,85	b	M	60	65°C	52,28	b
P	60	105°C	2,97	d	M	60	105°C	2,52	d
P	60	250°C	36,79	c	M	60	250°C	21,89	c

GR/O8 // ORAL

## UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS PARA RECUPERAÇÃO DOS TEORES DE AZOTO EM SOLOS APÓS FOGO FLORESTAL

*Fernandes R.C., Cordovil C.M.d.S. & Varennes A. de*

Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, cms@isa.utl.pt

Os fogos florestais são frequentes nos países mediterrâneos, uma vez que o clima favorece este tipo de ocorrência. Em áreas mediterrâneas sujeitas a processos de degradação e desertificação, a recorrência de fogo aumenta a necessidade de práticas de remediação pós-fogo, para evitar o aumento da degradação do solo e favorecer a sua reabilitação. É bastante conhecido o efeito do fogo sobre a matéria orgânica, que pelo aumento da temperatura é oxidada, alterando-se a sua composição química. A combustão da matéria orgânica a temperaturas elevadas pode resultar em potenciais perdas de nutrientes, nomeadamente o Azoto (N), através da volatilização, erosão ou lixiviação.

Neste trabalho estudou-se o efeito do fogo sobre o teor de N presente na camada superficial do solo, bem como o efeito da adição de resíduos orgânicos, (Chorume de porco digerido, Resíduos sólidos urbanos (RSU) e uma mistura dos dois anteriores), no teor de N no solo. Para tal fez-se um ensaio de incubação laboratorial durante 60 dias, com um solo recolhido após um incêndio na Serra de Sintra, um solo da área contígua não queimada e com este último tratado termicamente em laboratório a diferentes temperaturas (65, 105, 250°C), com e sem adição dos resíduos.

Verificou-se um aumento do teor de N mineral após o fogo, comparando os valores do solo não queimado ou tratado a baixas temperaturas (65° e 105°C), com os solos queimados pelo fogo ou submetidos ao tratamento a 250°C. Verificaram-se, ao longo do ensaio, variações dos teores de N, revelando a mineralização de materiais orgânicos, tendo-se observado o maior teor de N mineral ao final do primeiro mês. Observou-se ainda que a adição de resíduos orgânicos, em qualquer dos solos, fez aumentar o teor de N mineral, relativamente ao solo sem resíduos. Excepto para o solo submetido a 65°C, o Chorume foi o resíduo que produziu o maior aumento, seguido pela mistura de Chorume e RSU. Mais uma vez, os valores de N parecem sofrer um aumento acentuado um mês após o início do ensaio.



# Utilização de resíduos orgânicos para recuperação dos teores de Azoto em solos após fogos florestais

Fernandes, R, Cordovil, C M d S, de Varennes, A

10 de Julho 2009

**EACS'09**  
**ENCONTRO ANUAL**  
**SOCIEDADE PORTUGUESA**  
**CIÊNCIA do SOLO**




Hinc patrum sustinet  
Instituto Superior de Agronomia  
Universidade Técnica de Lisboa





A problemática dos incêndios em Portugal:

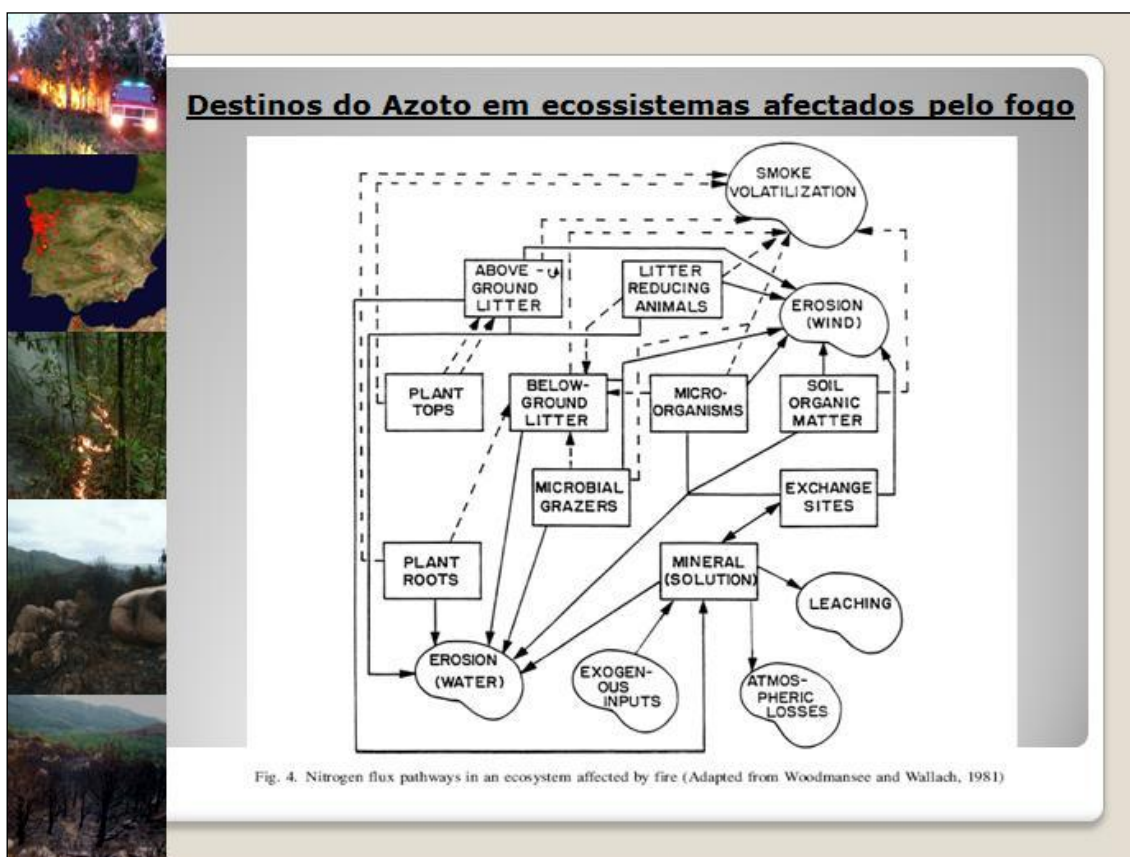


**Características Físico-químicas do solo mais frequentemente afectadas pelo fogo:**

- pH
- Matéria orgânica (MOS) (quantidade e qualidade)
- Disponibilidade de nutrientes
- Capacidade de troca catiónica (CTC)
- Saturação em Bases

**• Azoto (N)**

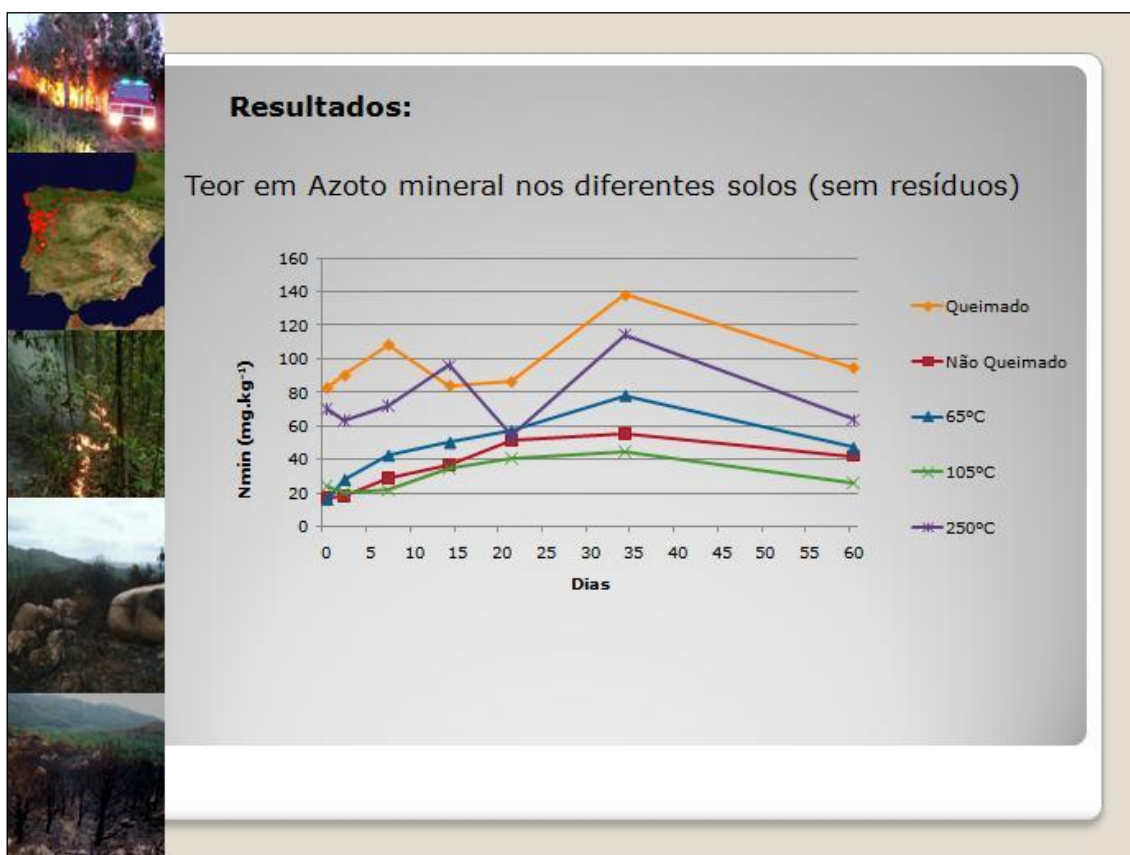
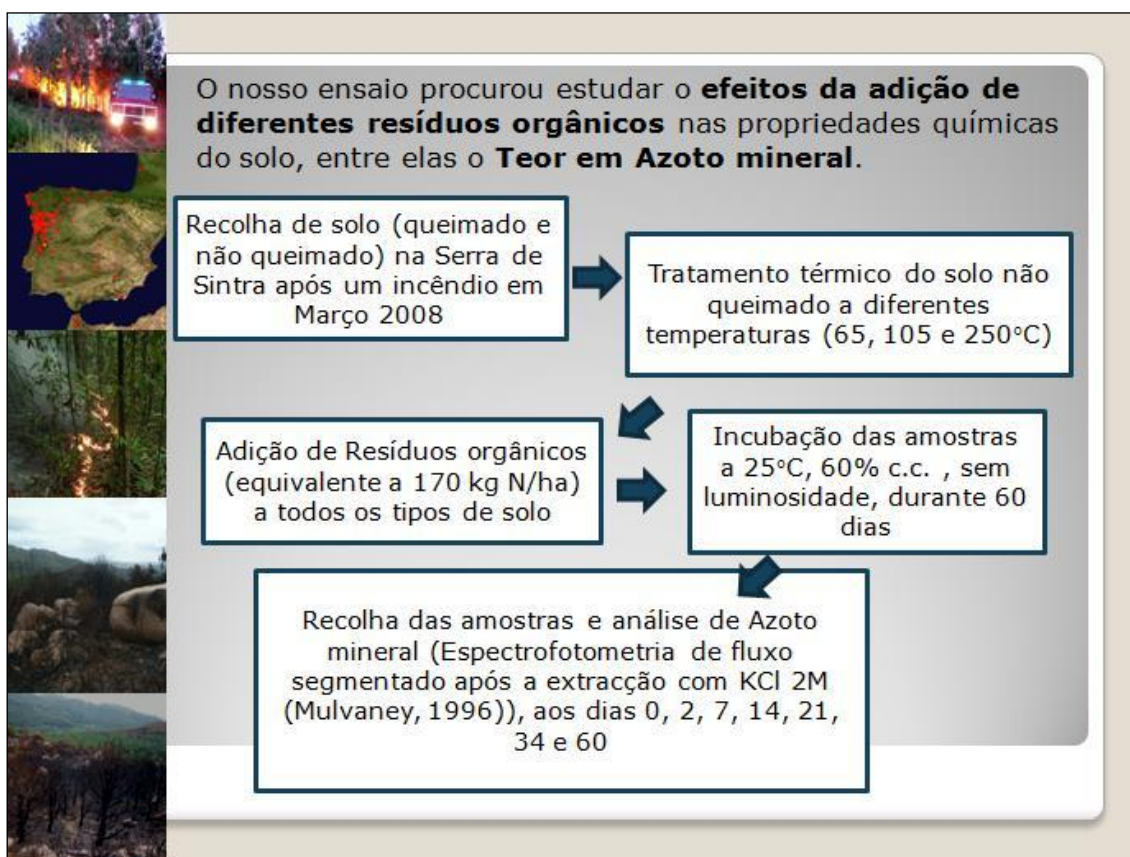


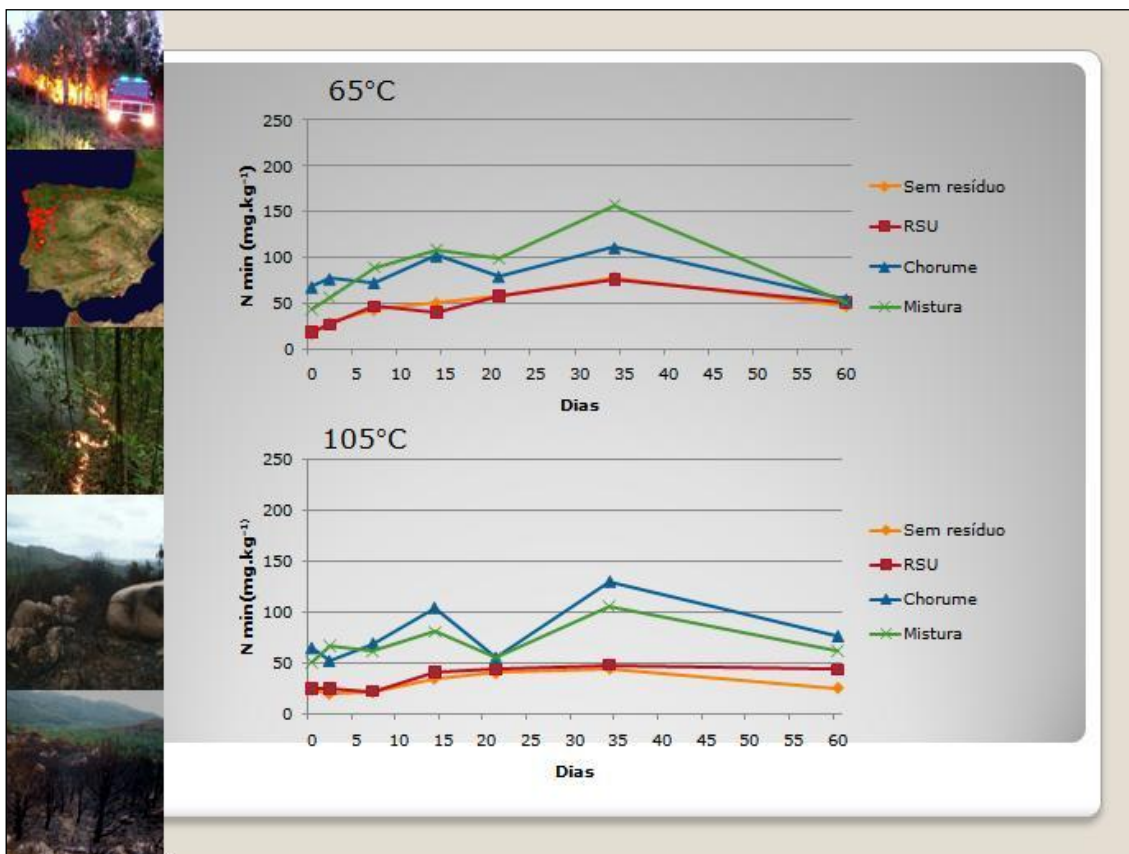
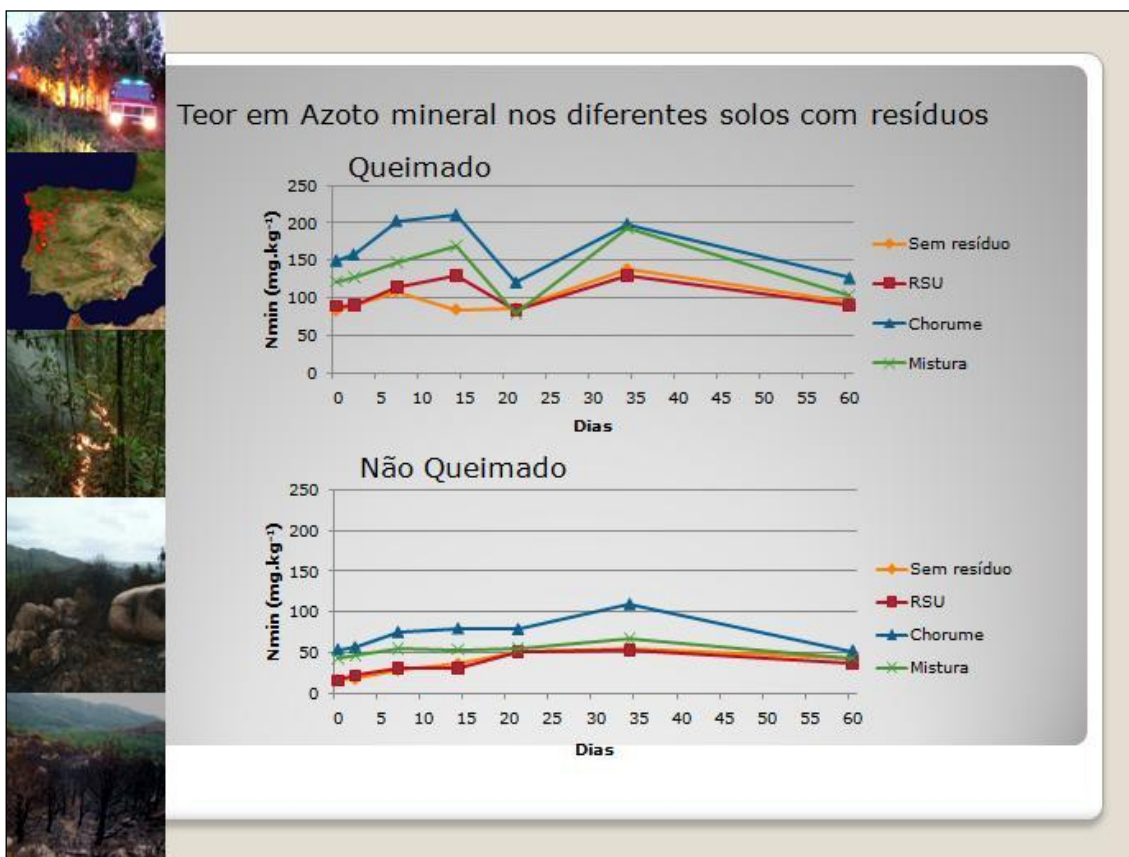


Após uma avaliação da Vulnerabilidade do Solo à perda de nutrientes, por erosão ou lixiviação devem tomar-se medidas de protecção do solo:

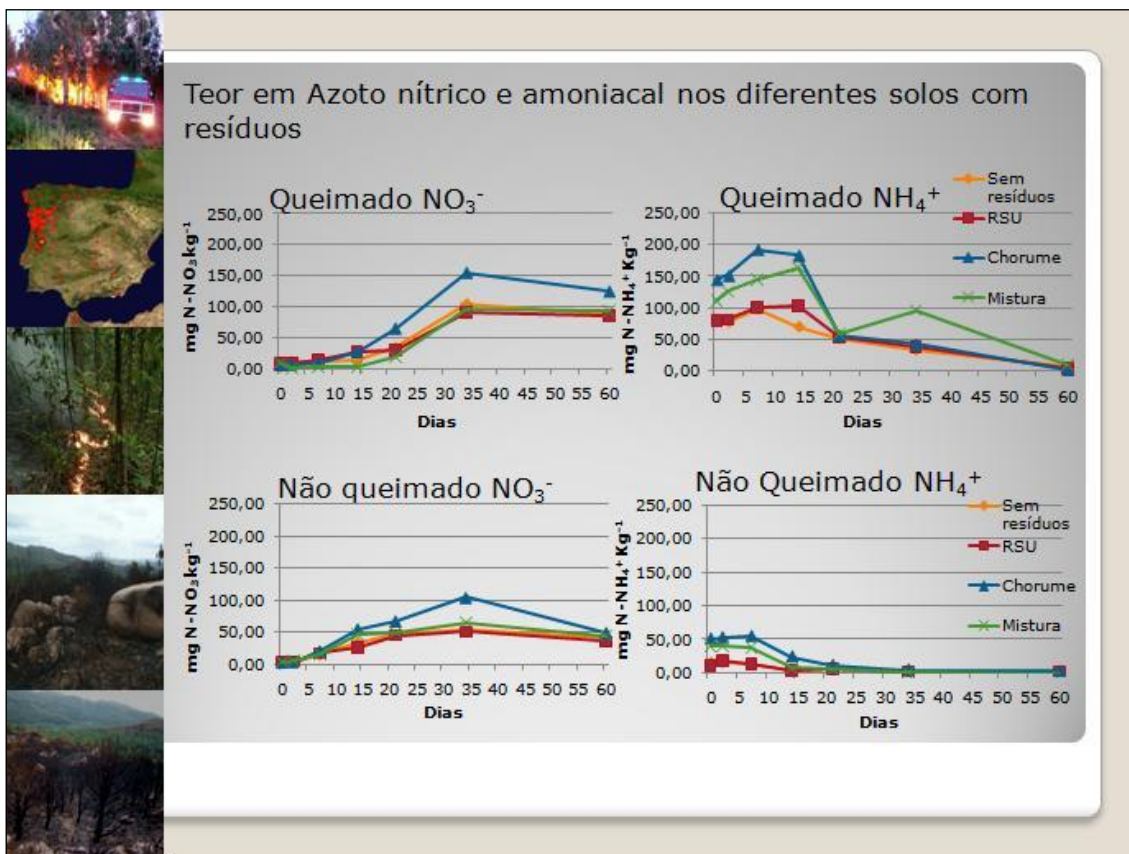
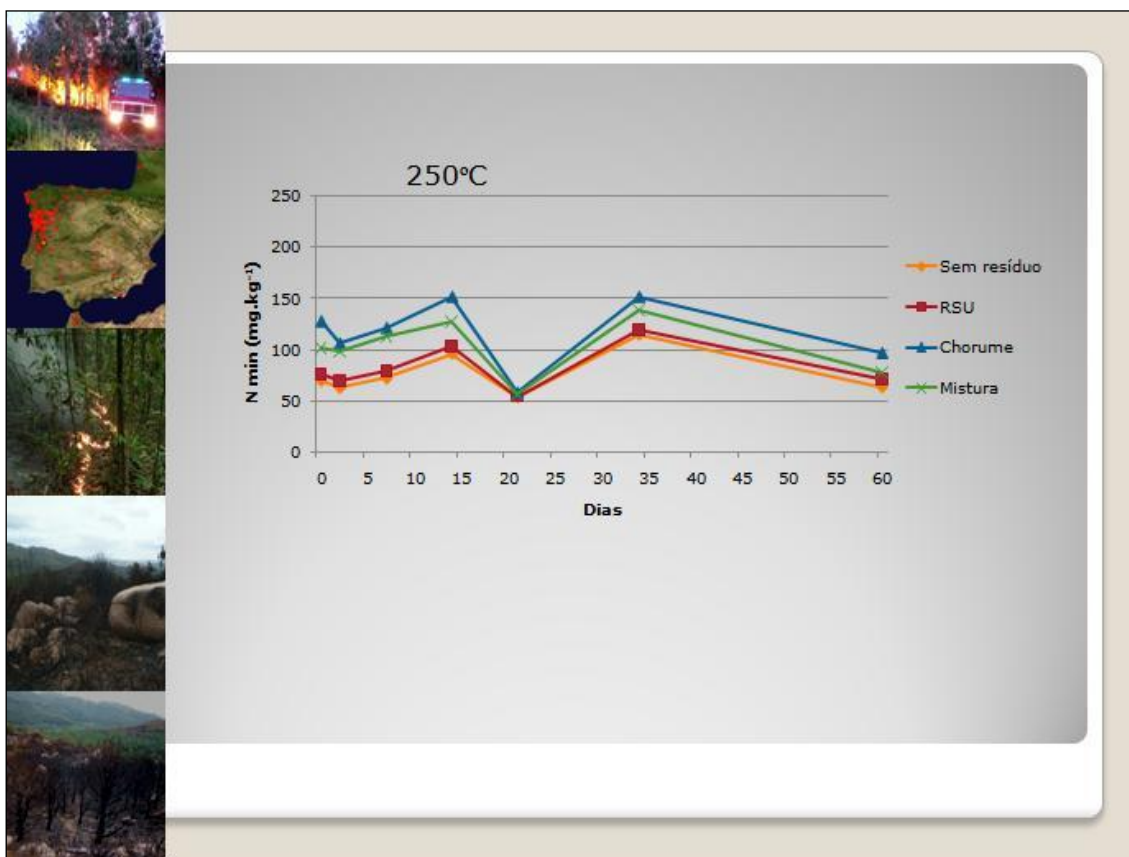
- Barreiras de Troncos
- Replantação
- **Adição de Resíduos Orgânicos**

Outros autores já iniciaram a investigação da Recuperação de solos queimados pela adição de resíduos orgânicos de origem animal, embora ainda estejamos numa fase inicial.

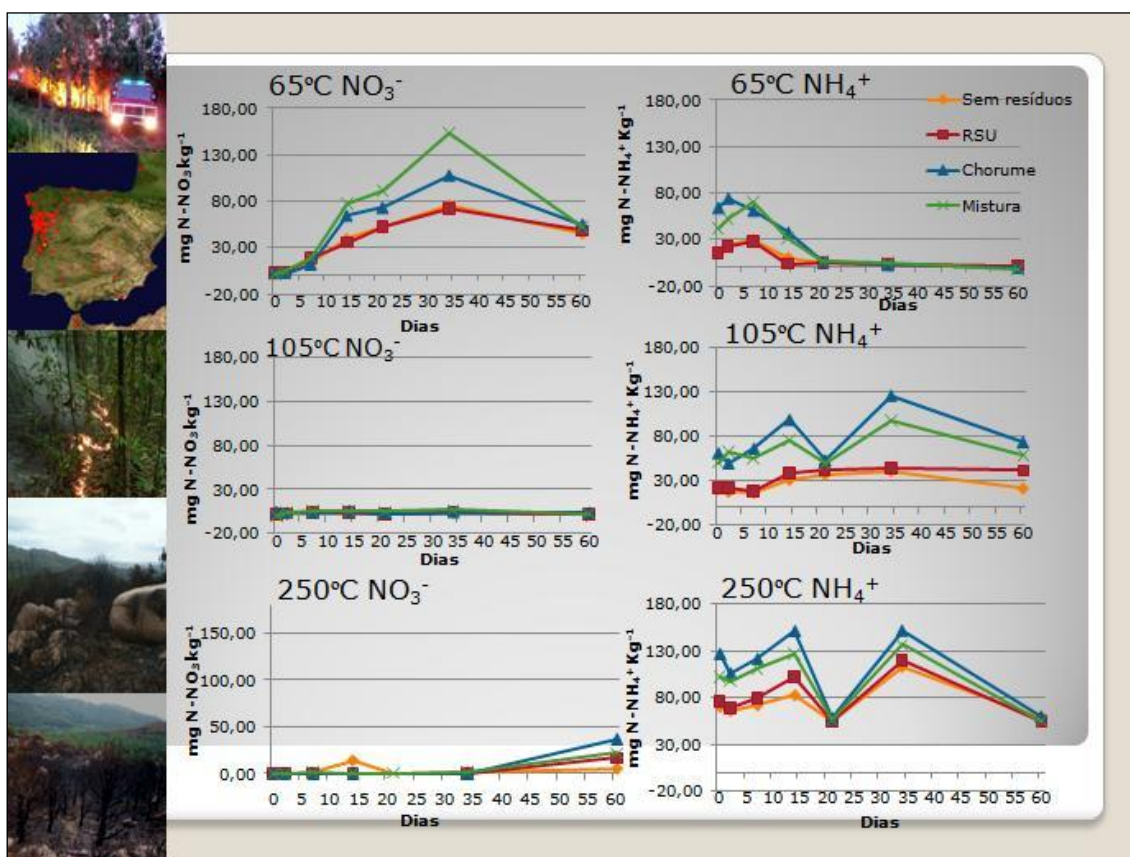












### Conclusões:

O **Chorume de suínos** parece ser a correcção orgânica mais eficiente, produzindo em média um aumento de 104% no teor em Nmin comparando com os solos sem compostos orgânicos, seguido pela **mistura**, que aumenta em média 74%. O **RSU** tem um leve efeito sobre o nível de Nmin, aumenta apenas 6%.

Com o aumento da temperatura e em condições laboratoriais, existe um possível efeito negativo nas bactérias nitrificantes.

Quanto ao efeito na MO do solo, poderão tirar-se mais conclusões do fraccionamento da MO, após o tratamento dos dados já recolhidos.

## **Organic Residues utilization for Nitrogen levels recovery in soil after forest fires**

**Fernandes R.C., Pinto R.M., Cordovil C.M.d.S., de Varennes A., Alves T.F.**

*Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon, Portugal, email: cms@isa.utl.pt*

Forest fires are usual episodes in Mediterranean countries, since the climate favours these events, due to soft winters and hot dry summers. Climate changes forecasts the increase of temperature and the reducing of precipitation in spring and summer, probably leading to desertification processes in southern European countries. In Mediterranean areas exposed to degradation and desertification processes, the recurrence of fire enhances the need of post-fire remediation practices, to avoid further degradation and favour soil properties rehabilitation.

The organic layer, mostly the litter, is a major reservoir of Nitrogen (N) in forest soils, and its removal during fire may cause a significant reduction of N in soil at the short and medium-term. N can be lost by volatilization of  $\text{NH}_3$ , leaching of  $\text{NO}_3^-$  in certain conditions as strong precipitation after fire, and erosion that affects all forms of N.

In order to recover N levels, organic amendments may have a good effect, as they contribute with the addition of mineral and organic nitrogen, as well as organic matter, which has effects on chemical and physical properties of soil, thus reducing N losses potential.

In this project fire effects on N levels of superficial soil layer was studied, as well as the effect of the addition of digested pig slurry (P) and municipal organic waste compost (C) to burn soil on N mineralization. A laboratory incubation of burned and unburned soil treated thermally (65, 105 and 250°C) was carried during 60 days, with and without addition of P, C and a mixture of both (M).

The increase of mineral N after fire was verified, comparing values from unburned soil and thermally treated soil at low temperatures (65 and 105°C) with burned and high temperature treated soil (250°C). Variation on N levels during incubation, revealing mineralization of organic materials, was observed, and the highest value of N mineral occurred after the first month. The addition of organic compounds, in all soils studied, produced the increase of mineral N levels, comparing to soils without residues.

Except for 65°C treated soil, other soils responded very well to pig slurry amendment in terms of mineral N, followed by the mixture of both organic residues. Municipal organic waste compost had the poorest results, probably due to organic matter stability and short period of incubation. As for soil without addition of organic compounds, the higher level of mineral N in the soil was also determined at the end of the first month of incubation, as a result of the soil organic matter mineralization.

# ORGANIC RESIDUES UTILIZATION FOR NITROGEN LEVELS RECOVERY IN SOIL AFTER FOREST FIRES

R.C. Fernandes, R.M. Pinto, C.M.d.S. Cordovil, A. de Varennes, T.F.Alves

Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon

Contact: Prof. Cláudia M.d.S. Cordovil, Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon, Portugal, email: [cms@isa.utl.pt](mailto:cms@isa.utl.pt)

## EXECUTIVE SUMMARY

Forest fires are common episodes in Mediterranean countries, since the climate favours these events, due to mild winters and hot dry summers. Climate change scenarios predict an increase of temperature and less precipitation in spring and summer, probably leading to desertification processes in southern European countries. In Mediterranean areas exposed to degradation and desertification processes, the recurrence of fire enhances the need for post-fire remediation practices, to avoid further degradation and favour soil rehabilitation.

The organic layer, mostly the litter, is a major reservoir of nitrogen (N) in forest soils, and its removal during fire may cause a significant short and medium-term reduction of soil N. Nitrogen can be lost in consequence of soil erosion and by ammonia volatilization and nitrate leaching if rain occurs after fire. Organic amendments contribute mineral and organic nitrogen, as well as organic matter, which have effects on chemical and physical properties of soil, thus reducing the potential for N loss. In this study, the effects of fire on N levels in top soil were investigated. Mineralization following the application of digested pig slurry (P) and municipal organic waste compost (C) to burn soil was followed.

A laboratory incubation of burned and unburned soil treated thermally (65, 105 and 250°C) was carried during 60 days, with and without addition of P, C and a mixture of both (M). Mineral nitrogen was determined by segmented flow spectrophotometry after extraction with 2M KCl.

There was an increase of mineral N after fire with smaller values in unburned soil (U) and thermally treated soil at low temperatures (65 and 105°C) compared with burned soil (B) or soil treated at a high temperature (250°C). Mineralization of added organic materials took place, with the greatest value of N mineral occurring after the first month of incubation. In the beginning of the incubation period most of the mineral nitrogen was  $\text{NH}_4^+$ , which decreased after the 7<sup>th</sup> day, with a simultaneous increase of  $\text{NO}_3^-$  concentration, in the first 30 days, for burned and unburned soil as for that treated at 65°C. In soils treated at 105 and 250°C, nitrification did not take place, although a change in  $\text{NH}_4^+$  levels indicated immobilization of nitrogen, by other microorganisms rather than nitrifiers.

The application of organic residues to all soils studied led to an increase in mineral N levels, compared to soils without residues. The compost from municipal organic waste supplied less labile N compared with pig slurry, probably due the stability of the organic compounds present.



## 1. INTRODUCTION

Fire is a major cause of desertification and soil degradation in Mediterranean areas. Portugal is one of the most severely affected countries, with the greatest number of fires and burned area in the period 1990-2005, compared to the other four major affected countries (Spain, France, Italy and Greece). Surprisingly in 2008, the total burned area in these five countries had the smallest values in the last 29 years; the number of occurrences was also at a minimum value compared with the last 20 years. This resulted from meteorological conditions in the fire season (lower temperatures and rain events), but also the public awareness campaigns and the reform of the national system for fire forest prevention and suppression, adopted in 2006 (European Commission, 2006 and 2009). Even though fire is an intrinsic factor in Mediterranean ecosystems and it is climate dependent, an increase in the next years may be expected, as increased temperatures and less precipitation in fire seasons is predicted in the latest climate change scenarios (Santos et al., 2001).

### 1.1 Research objectives

We studied the effect of a low intensity and rapid fire which occurred in March 2008 in a Protected Forest Area, in Sintra, Portugal (38° 45' 35.37'' N, 9° 25' 51.36'' W) on nitrogen content in the top layer of the soil (0-5cm), as well as on the evolution of soil organic matter. The behaviour of the burned soil was compared with that of fresh soil collected from a contiguous area, not affected by fire. In this study, we also simulated soil burning in the laboratory to characterise N losses at different temperatures. The aim of the study was to understand the effects on soil properties after fire, following application of organic residues and its mineralization process in a short-time incubation

### 1.2. Effects of fire on soil Mineral N

The processes affected by fire episodes are those related to nutrient availability and gains and losses of nutrients (Knoepp et al. 2005). Commonly the more affected are Organic matter (OM), Carbon (C), Nitrogen (N), Phosphorus (P), Sulphur (S), Cation Cationic exchange capacity, pH and buffer capacity.

Nitrogen is the element which is most severely affected by direct loss to the atmosphere. Volatilization starts at 200°C, and its major source is the superficial litter layer. At temperatures between 400 and 500°C all N in OM can be volatilized (White and others, 1973, cit by Neary et al, 1999). A large amount of organic N may be lost in the form of N<sub>2</sub>, nevertheless, soil N can be made more available following low-intensity fires which convert organic forms to ammonium (NH<sub>4</sub>-N) and nitrate (NO<sub>3</sub>-N) (Hungerford et al, 1995, cit by Neary et al, 1999).

Particularly affected are microorganisms involved in the N cycle. The nitrifying populations, *Nitrosomas spp.* and *Nitrobacter spp.*, are normally in small amounts in pre-fire systems. This is believed to be a result of strong competition for NH<sub>4</sub><sup>+</sup> by vegetation as well as growth inhibition due to the presence of allelopathic compounds (Klopatek and Klopatek, 1997, Rice, 1982, Neary et al, 1999). Without any potential plant uptake, resulting NO<sub>3</sub><sup>-</sup> can either be denitrified or leached. This loss of N can have subsequent impacts on plant succession and C cycling, hence, in the potential for ecosystem restoration.

Among soil reclamation techniques, organic residues applications combined or not with re-vegetation, have showed positive effects, especially on soil erosion, due to their effects on soil microbial populations, soil aggregate stability and the growth of pioneer plants (Villar et al, 2004, Castro et al, 2007).

## 2. MATERIALS AND METHODS

Soil was collected from the A horizon (0-5cm) from a Litosoil in Serra de Sintra (38° 45' 35.37'' N, 9° 25' 51.36'' W), 10 days after a fire in March 2008. Samples of the unburned soil were taken from a contiguous area. Soils were sieved at 2 mm and mixed to obtain homogenized samples. Part of the unburned soil was treated thermally at three different temperatures (65, 105 and 250 °C for 12 h) to simulate fire at different temperatures. Soils were analysed for pH (H<sub>2</sub>O and KCl), P and K by Riehm extraction (Égner et al, 1960), total N by Kjeldahl method and mineral N (N<sub>min</sub>) by segmented flow spectrophotometry after a 2M KCl extraction (Mulvaney, 1996), and organic matter by calcinations in a muffle furnace at 450 °C (Table 1), for 4 h.

Each soil, burned (B), fresh (U) and treated at three different temperatures (65, 150, 250), was mixed with each one of the organic residues tested, and incubated in plastic containers for approximately 2 months. A control treatment of each soil without organic amendments was also included. The organic residues used were digested pig slurry (P), municipal organic waste compost (C) and a mixture of both (M). The application rate was equivalent to 170 kg N/ha. The samples

were incubated for 60 days, in the dark, at controlled room temperature ( $24 \pm 2^\circ\text{C}$ ) and kept at 60% of the maximum water capacity of the soils. During the incubation period, samples were taken for analysis at 0, 2, 7, 14, 21, 34 and 60 days. Samples were analysed for Nmin following Mulvaney (1996).

TABLE 1 Chemical characterization of the soils under study

Soils	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	K <sub>2</sub> O (mg kg <sup>-1</sup> )	N Kjhd (mg kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	M.O (g 100g <sup>-1</sup> )
Burned	6.78	5.83	113.3	610	338	60.85	7.46	15.48
Unburned	5.97	4.20	2.11	270	84	14.37	6.48	5.14
65	5.34	4.30	24.20	350	133	16.86	4.62	6.61
105	5.06	4.13	17.02	310	92	16.01	5.63	6.00
250	5.49	4.71	87.64	350	119	78.57	0.71	3.40

### 3. RESULTS AND DISCUSSION

#### 3.1 Mineral Nitrogen Content in Control soils

Mineral N had a maximum value on day 34 for most control soils, followed by a decrease until the end of the incubation period. For B and 250 soils there was other peaks on days 7 and 14, respectively, probably as a result of the N released by dead microorganisms, due to high temperatures. In U and 105 soils the Nmin values were similar during all the incubation period (Figure 1).

As expected, the burned (B) soil had generally the greater values of Nmin, except on days 0 and 14, when no significant differences were detected with the 250°C-treated soil (250), probably due to N immobilization. The 250 soil had generally smaller N min values than B soil, but greater values than the unburned (U), and the 65 and 105 °C-thermally treated soils.

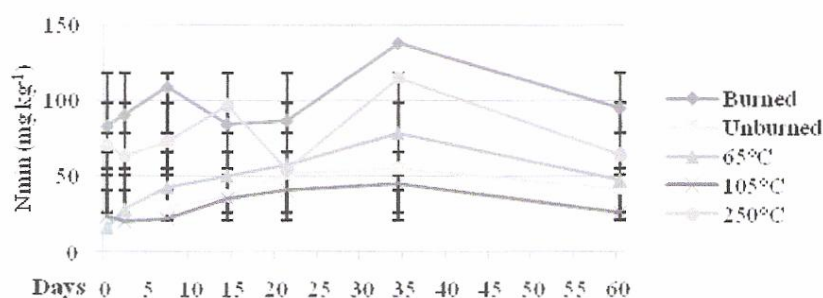


FIGURE 1 Total mineral nitrogen in soils without organic amendments (mg kg<sup>-1</sup>)

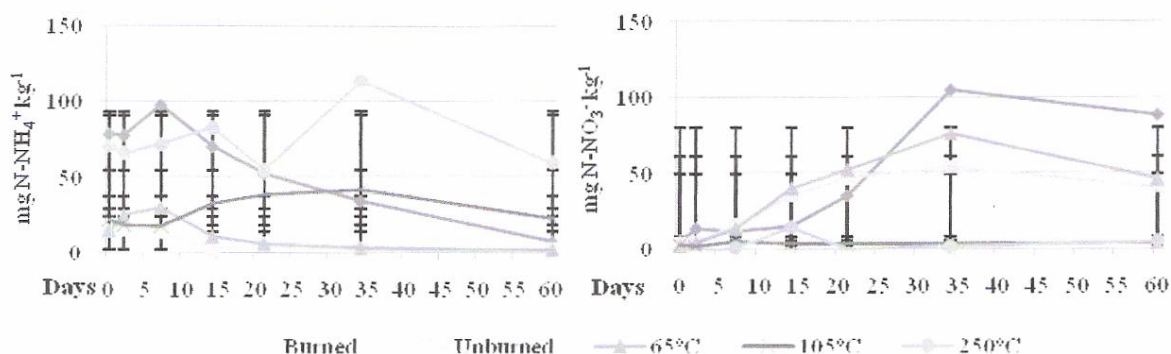


FIGURE 2 Ammonium and Nitric Nitrogen in soils without organic amendments (mg kg<sup>-1</sup>)

While in the beginning of the incubation most of the Nmin was ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), the opposite was true after 25 days of incubation, except for the 150 and 250 soil where no nitrification took place (Figure 2). When burning is incomplete, at low temperatures or in rapid fires, the organic N is not completely lost and can be converted into NH<sub>4</sub><sup>+</sup> that remains in



soil layers and can be oxidized to  $\text{NO}_3^-$  (Neary et al, 1999). The *Nitrosomonas spp* die at temperatures of 80-90°C, (Busse, 2005).

### 3.1 Mineral Nitrogen Content in Soils Amended with Organic Residues

Pig slurry seems to have been the most efficient amendment, producing an overall increase of 104% in  $\text{N}_{\text{min}}$  content, compared to soils without amendment, followed by the mixture, which increased the  $\text{N}_{\text{min}}$  about 74%, while the compost only contributed to a 6% increase in the  $\text{N}_{\text{min}}$  level. In fact, composts have a greater proportion of recalcitrant organic compounds than slurries.

Burned soil responded well to the addition of pig slurry, but the maximum value of  $\text{N}_{\text{min}}$ , on day 34, was similar to the value observed with the mixture of residues (Figure 3) treatment. During the incubation period, B plus compost show no significant differences with B soil where no organic residue was added, except on day 14, where it was greater than in B soil. For the U soil,  $\text{N}_{\text{min}}$  in the soil was much smaller compared to the B soil. Burning probably destroyed a good part of the microorganisms in the soil, thus contributing to the greater mineral N content observed. The maximum value corresponded to pig slurry at 34 days of incubation ( $109 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

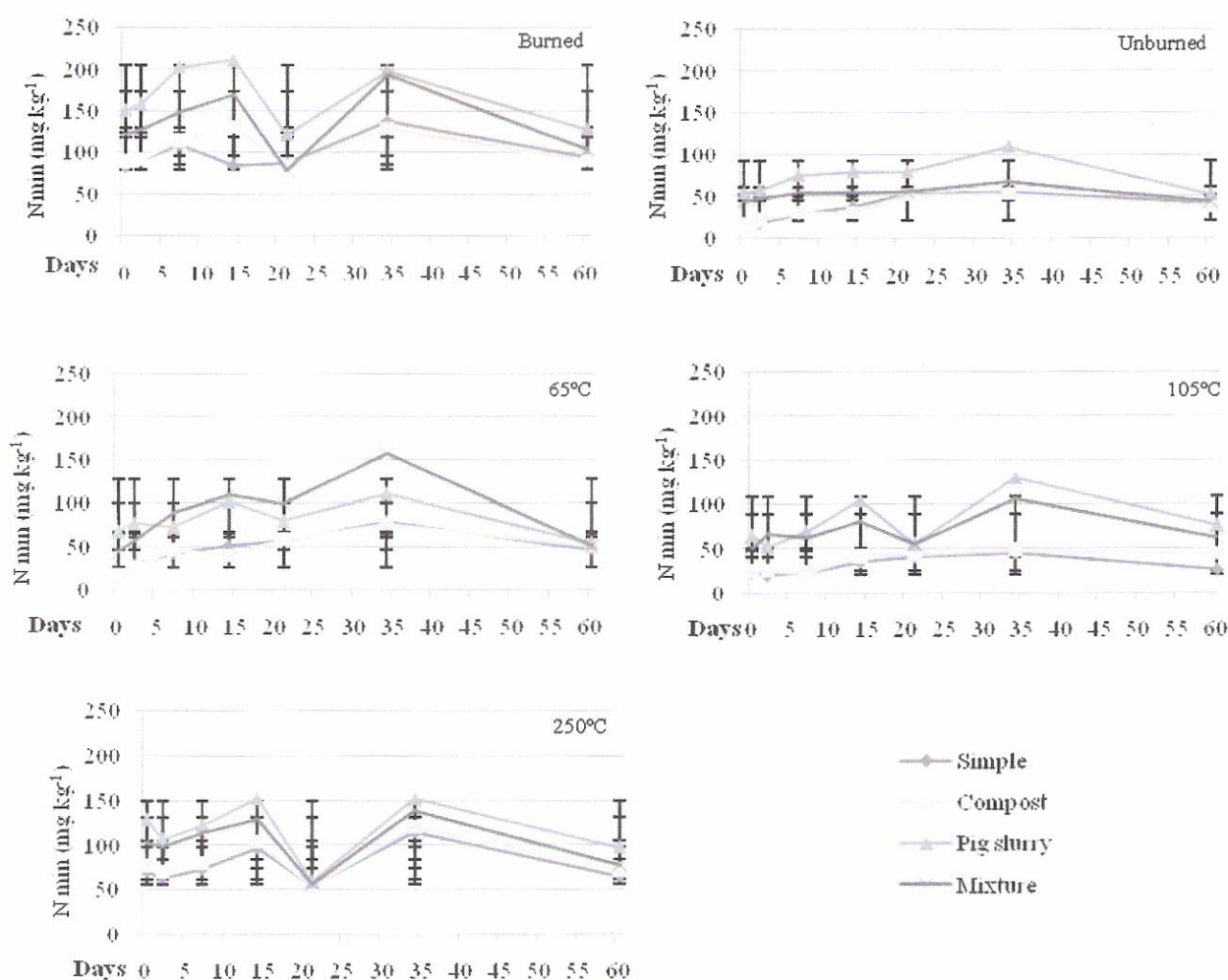


FIGURE 3 Total Mineral Nitrogen in different soils (Burned, Unburned, 65, 105 and 250°C) with different organic amendments ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).

The 65°C treated soil (65) was the only treatment which responded better to the mixture of residues rather than pig slurry, although differences were significant only on days 21 and 34 (Figure 3).

Pig slurry and the mixture had positive effects in  $\text{N}_{\text{min}}$  values in 105 soil (166 and 138% increase, respectively), although not always significantly different for all incubation days. The effects of the application of pig slurry and of the mixture in 250 soil were very similar. They could only be distinguished statistically in the beginning of the experiment,

at the 14<sup>th</sup> day, and at the end of the incubation period (Figure 3). The most important difference between the response of soils to amendments was the decline in  $N_{min}$  that took place on day 21 (Figure 3). This was mostly apparent in burned soils and in soil 250, but also apparent in soils 65 and 105. In burned soil and in soil 65 this corresponded to the decline in  $NH_4^+$  and the increase in  $NO_3^-$ , while in soils 105 and 250 it corresponded to a fluctuation in ammonium levels, that suggest immobilization and subsequent release of  $NH_4^+$  (Figure 4).

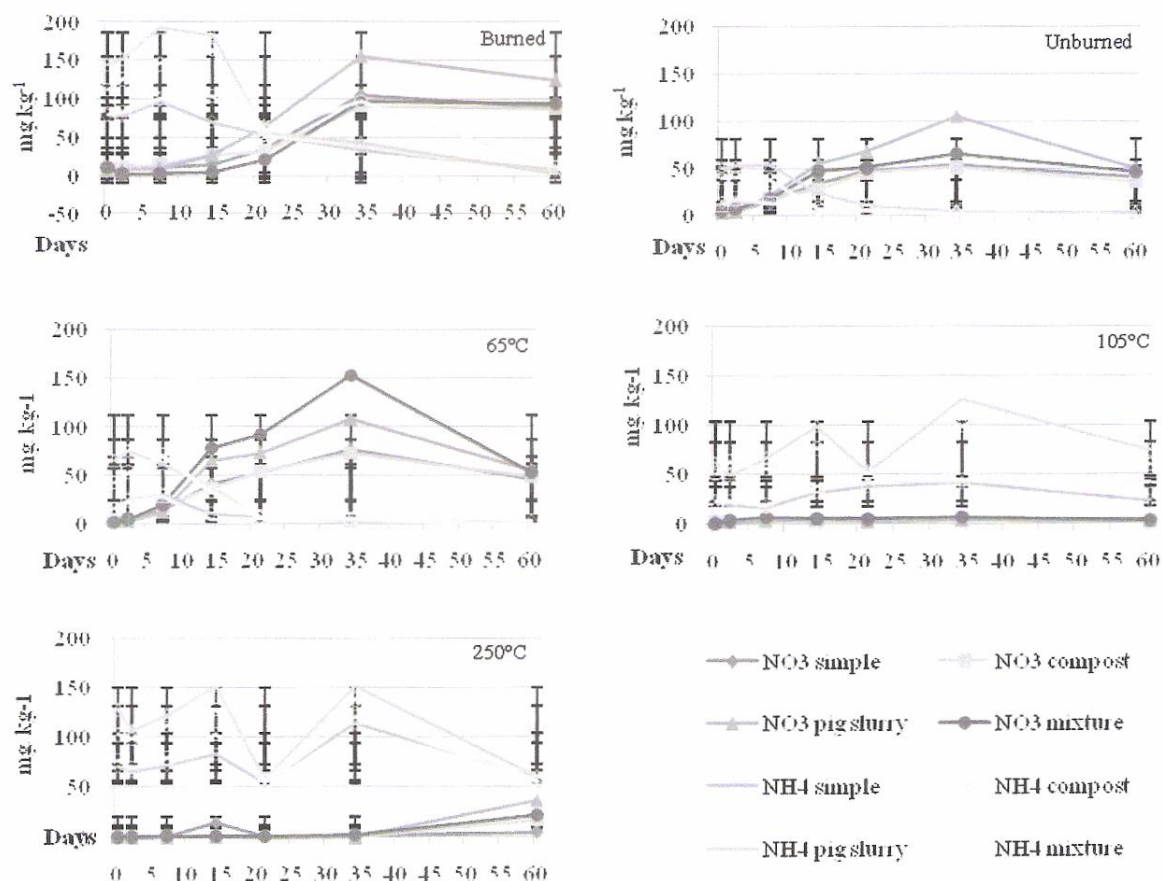


FIGURE 4 Nitric and Ammonium Nitrogen ( $NO_3^-$ ,  $NH_4^+$ ) in different soils (Burned, Unburned, 65, 105 and 250°C) with different organic amendments ( $mg\ kg^{-1}$ ).

#### 4. CONCLUSIONS

Organic residues, originated from domestic and agricultural activities, contributed to increase levels of inorganic nitrogen in a forest soil affected by fire. In this soils as in control unburned soil, and in soil burned at 65 °C nitrification took place. In contrast fire simulations in laboratory conditions at 105 and 250 °C did not allow nitrification to take place, suggesting that the population of nitrifying bacteria was completely destroyed by the thermal treatment. Under natural conditions, however, a re-colonization of microbial populations would likely take place.

#### 5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank Mrs Isabel Vaz de Carvalho and Mrs Paula Silva for technical assistance. Authors thank the FCT and the Fundação Oriente for funding.

#### REFERENCES

- Busse M. D., DeBano L. F., 2005. *Wildfire in Ecosystems – Effects of Fire on Soil and Water* – Cap 4, Soil Biology, USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-42- vol. 4

- Castro A., González-Prieto S.J., Carballas T., 2007. *Effects of two soil reclamation techniques on the distribution of the organic N compounds in a  $^{15}\text{N}$  labeled burnt soil*. European Journal of Soil Sci. 58:83-91.
- Égner H., Riehm H., Domingo W.R., 1960. *Untersuchungen über die chemische Bodenanalysen als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung*. Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler, Stockholm, v.26, 199-215.
- European Commission, 2006. *Forest Fires in Europe 2005*. Report 6 EUR 22312 EN
- European Commission, 2009. *Forest Fires in Europe 2008*. Report 9 EUR 23971 EN
- Klopatek, C.C., Klopatek J. M., 1997. *Nitrifiers, mineralization and microbes in pristine and disturbed pinyon-juniper ecosystems*. J. Arid Soil Res. Rehab. 11: 331-342.
- Knoepp J. D., DeBano L. F., Neary Daniel G., 2005. *Wildfire in Ecosystems – Effects of Fire on Soil and Water – Cap 3, Soil Chemistry*, USDA Forest Service Service General Technical Report RMRS-GTR-42- volume 4.
- Mulvaney, R.L. 1996. *Chemical Methods; Methods of Soil Analysis*. 3<sup>a</sup> ed. Part 3. SSSA, Pág. 1123-1184.
- Neary D.G., Klopatek, C. C., DeBano L. F., Ffolliot P. F., 1999. *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. Forest Ecology and Management 122: 51-71.
- Rice E.L., 1982. *Allelopathy*. Academic Press New York, NY
- Santos F.D., Forbes K, Moita R., 2001. *Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts and Adaptation measures – SIAM. Executive Summary and conclusions*, Gradiva, Lisbon.
- Villar M.C., Petrikova V., Díaz-Raviña M., Carballas T., 2004. *Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation*. Waste Management 24: 365-370.



# USE OF ORGANIC RESIDUES TO RECOVER SOIL NITROGEN LEVELS AFTER FOREST FIRES



R.C. Fernandes, R.M. Pinto, Cláudia M.d.S. Cordovil\*, A. de Varennes, T.F. Alves  
Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon, Portugal.  
\*(presenting author) Email: cms@isa.utl.pt

Mediterranean countries are commonly affected by forest fires, being fire a major cause of desertification and soil degradation. The effect of climate change may increase the intensity and severity of fires, creating enhanced needs of remediation techniques. Nitrogen (N) is the most affected nutrient in soil, due to volatilization, mineralization, leaching and runoff, therefore remediation objectives include the increase of organic matter and nutrients content in soil, favouring re-vegetation processes and ameliorating soil properties. In a 60 days incubation experiment, the effect of organic residues application on the recovery on nitrogen contents in burned soils was studied.



Figure 1 – Sampling location of Burned soil

## Material and Methods

- > 5 types of top Litosoil layer (0-5 cm):
  - Burned – ( $pH_{H_2O}=6.78$ ;  $N_{Kd} = 338 \text{ mg kg}^{-1}$ ;  $OM=15.48 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ )
  - Unburned Control (U) – ( $pH_{H_2O}=5.97$ ;  $N_{Kd} = 84 \text{ mg kg}^{-1}$ ;  $OM=5.14 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ )
  - Treated thermally in laboratory at 65, 105 and 250 °C
- > Types of organic residues (doses equivalent to  $170 \text{ kg N ha}^{-1}$ ):
  - Control unamended soil (Simple)
  - Digested Pig slurry
  - Municipal organic waste Compost
  - Mixture of both
- >  $N_{min}$  determined by segmented flow spectrophotometry after a 2M KCl extraction

## Results and Discussion

The 250 °C treated soil had lower values of  $N_{min}$  than burned soil, but greater than Unburned, 65 and 105 °C treated soils. While in the beginning of the incubation most of the  $N_{min}$  was ammonium ( $NH_4^+$ ), after 25 days nitrification took place, except for 105 and 250 °C soils, where nitrifiers death probably occurred. In the Burned soil re-colonization likely took place, in the first week after fire.

Organic residues application resulted in the increase of  $N_{min}$  in all soils. Pig slurry seems to have been the most efficient amendment, producing an overall increase of 104%  $N_{min}$  content, compared to soils without amendment, followed by the mixture, which increased the  $N_{min}$  about 74%, while the compost only contributed to a 6% increase in the  $N_{min}$  level. In fact, composts have a greater proportion of recalcitrant organic compounds than slurries.

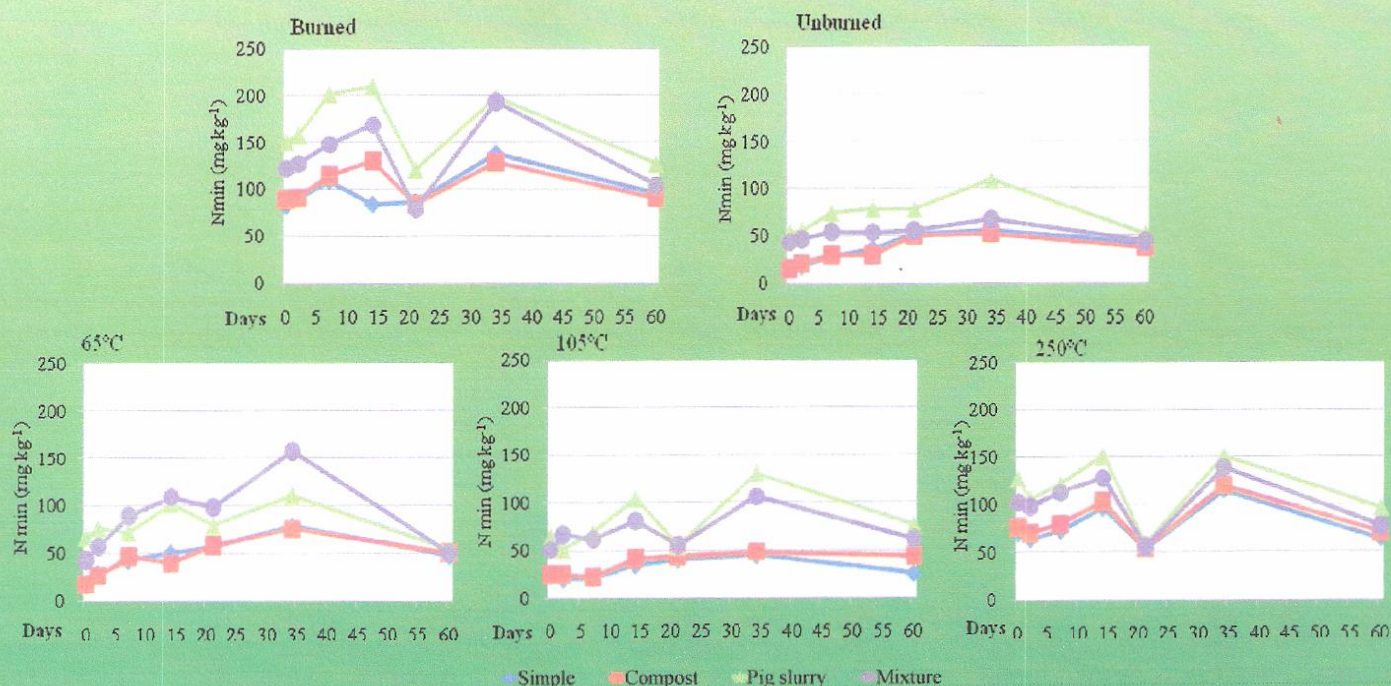


Figure 2 – Total Mineral Nitrogen in different soils (Burned, Unburned, 65, 105 and 250 °C) with different residues application

## Conclusions

Organic residues, mostly pig slurry and mixture, contributed to increase the levels of inorganic N in a forest soil affected by fire. In this soil as well as in control unburned soil, and in soil burned at 65 °C nitrification took place. In contrast, fire simulations in laboratory

conditions at 105 and 250 °C did not allow nitrification to take place, suggesting that the population of nitrifying bacteria was completely destroyed by these thermal treatments. Under natural conditions, however, a re-colonization of microbial populations would likely have taken place.





rute fernandes &lt;rutecriisfernandes@gmail.com&gt;

**[Fwd: Your Presentations at the ORBIT in China - Rute Fernandes 449]**

1 mensagem

**Claudia.MS <cms@isa.utl.pt>****8 de outubro de 2009 13:08**

Para: Rute Fernandes &lt;rutecriisfernandes@gmail.com&gt;

Rute

envio o email de confirmação de aceitação do seu trabalho para apresentação em poster.

Imprima este email e anexe à sua tese

Claudia Cordovil

----- Mensagem Original -----

Assunto: Your Presentations at the ORBIT in China - Rute Fernandes 449/451/459

Data: Mon, 31 Aug 2009 08:11:00 +0200

De: Josef Barth &lt;barth@oelde.com&gt;

Organização: INFORMA/ECN/ORBIT

Para: 'cms@isa.utl.pt' &lt;cms@isa.utl.pt&gt;

Dear Mr./Ms. Fernandes, thanks again for contributing to the ORBIT.

You submitted your abstract and we already confirmed for presentation the No 449 "Organic Residues utilization for Nitrogen levels recovery in soil after forest fires".

Because the number of presentations is limited (81 abstracts for 60 places) we would like to present your contribution as posters. Please inform us as soon as possible if you intend to do so.

See you in China

With kind regards \*\*\*\*\* Josef Barth \*\*\*\*\*

INFORMA Josef Barth (Dipl.-Ing, Dipl.-Journalist)

Managing Director of the

European Compost Network ECN &amp; ORBIT e.V.

Am Landhagen 64 a, 59302 OELDE, GERMANY

Tel.: +49 (0)2522 960 341 Fax: +49 (0)2522 960 343

Mobil: +49 (0)171 489 11 33 Email: [Barth@oelde.com](mailto:Barth@oelde.com)Find more about the European Compost Network ECN  
on the website [www.compostnetwork.info](http://www.compostnetwork.info)